

VESIHALLITUKSEN MONISTESARJA

1980:3

PIKASUODATUS JÄTEVEDEN KEMIALLISEN
PUHDISTUKSEN TEHOSTAMISESSA

ESKO VASKINEN

~~A-1~~
~~VESIHALLI~~
~~TUKKIN~~

V E S I H A L L I T U K S E N M O N I S T E S A R J A

1980:3

PIKASUODATUS JÄTEVEDEN KEMIALLISEN
PUHDISTUKSEN TEHOSTAMISESSA

ESKO VASKINEN



Mikkelin vesipiirin vesitoimisto
Mikkeli 1980

S I S Ä L L Y S L U E T T E L O

	ALKUSANAT	5
	TIIVISTELMÄ	6
	ABSTRACT	8
	KÄYTETTYJÄ MERKINTÖJÄ	9
	JOHDANTO	11
1.	PIKASUODATUKSEN TEORIAA	12
1.1	Suodatus tapahtuma	12
1.11	Siirtymismekanismit	12
1.12	Kiinnittymismekanismit	16
1.2	Suodatus tapahtuman matemaattinen tarkastelu	17
1.3	Suodatintyypit	24
1.4	Suodatinmateriaaleista	28
1.5	Suodatusnopeus ja suodatinvastuksen kehittyminen	29
1.6	Suodattimen huuhtelu	34
1.61	Yleistä	34
1.62	Eri huuhtelumenetelmistä	35
1.63	Huuhtelumatematiikkaa	38
1.7	Suodattimen mitoitusparametreistä	42
2.	ASUMISJÄTEVESIEN KEMIALLISTA KÄSITTELYSTÄ JA SUODATUKSESTA	47
2.1	Fosforin esiintyminen jätevedessä	47
2.2	Jäteveden lika-ainesten saostuksesta	47
2.3	Polymeerien käytöstä lika-ainesten saostuksessa	51
2.4	Kemiallisen jätevesiflokin suodatksesta	52
3.	SUODATUSKOKEET RANTASALMEN JÄTEVEDENPUHDISTAMOLLA	58
3.1	Puhdistamon kuvaus ja käsiteltävän jäteveden laatu	58
3.11	Puhdistamon kuvaus	58
3.12	Puhdistamon toiminta ennen tutkimuksen aloittamista	60
3.2	Koejärjestelyt	61
3.3	Tulosten laskenta	63
3.4	Tutkimustulokset	64
3.41	Kiintoaine	64
3.42	Fosfori	69
3.43	BHK ₇	74

3.44	KMnO ₄	77
3.45	Sameus	80
3.46	Suodatusjaksomittaukset	81
3.47	Huuhtelututkimus	86
3.5	Tulosten tarkastelu	88
4.	YHTEENVETO	92
	LÄHDEKIRJALLISUUS	95
	LIITTEET 1 - 3	

A L K U S A N A T

Tämä tutkimus on tehty Mikkelin vesipiirin vesitoimistossa, ja se on samalla opinnäyte Tampereen teknillisen korkeakoulun rakennustekniikan osastolla. Tutkimusta on valvonut DI Arto Latvala vesihallituksen teknillisestä tutkimustoimistosta. Tutkimuksen aikaansaamiseen on lisäksi vaikuttanut Rantasalmen kunta.

Mikkeli 1980

Esko Vaskinen

T I I V I S T E L M Ä

Tehty selvitys jakautuu teoriaosaan ja tutkimusosaan. Teoriaosassa on tarkasteltu suodatuksen yleistä teoriaa ja siihen liittyviä matala- ja korkea-asteellisia malleja sekä eri puolilla maailmaa saatuja kokemuksia kemiallisesti ja biologis-kemiallisesti käsiteltyjen jätevesien suodattamisesta. Tutkimusosassa on selvitetty täysmittakaavalaite- ja kokeellisten suodattimien suodatuskokeiden perusteella käänteissuodatuksen soveltuvuutta parantamaan pienten kemiallisten jätevedenpuhdistamoiden tehoa sekä kykyä käsitellä häiriötilanteiden aiheuttamia suuria kiintoainekuormia.

Kaksi- ja monikerrossuodattimet sekä käänteissuodattimet soveltuvat hyvin lisäämään kemiallisten ja biologis-kemiallisten jätevedenpuhdistusprosessien tehoa. Ne poistavat hyvissä olosuhteissa 80...90 % niille tulevasta kiintoaine- ja fosforikuormasta. Normaaleilla kuormituksilla päästään helposti 12...24 h suodatusjaksoihin.

Kontaktisuodatusta on kokeiltu hyvin tuloksin mm. Sveitsissä. Se soveltuu parhaiten simultaanisaostettujen jätevesien jälkipuhdistukseen, jolloin suodattimelle tuleva fosforikuorma on korkeintaan 4 mg P/l. Tällöin fosforisaostuksen aiheuttama kiintoainekuorma suodattimelle ei nouse liian suureksi ja päästään yli 12 h suodatusjaksoihin.

Tehtyjen kokeiden perusteella soveltuu jaksottain toimiva käänteissuodatin hyvin parantamaan huonosti toimivien kemiallisten jätevedenpuhdistamoiden tehoa. Suodattimen kuormitus vaihteli Rantasalmella tehdyissä kokeissa 50...200 mg SS/l. Keskimääräiseksi puhdistustehoksi kiintoaineen ja fosforin suhteen saatiin 45 %. Suodattimen havaittiin poistavan 1 mg kiintoainepoistumaa kohden 0,5 mg BHK₇-kuormitusta. Suodatusnopeudella ei ollut vaikutusta suodattimen puhdistustehoon.

Suodatusnopeuden kasvaessa pieneni suodattimen kiintoaineenvarastoitamiskapasiteetti lähes samassa suhteessa. Kuormitettaessa suodatinta kiintoainekuorman ollessa vakio päästään siten pienemmillä suodatusnopeuksilla pitempiin suodatusjaksoihin puhdistustehon silti laske-matta.

Jatkuvatoimisen sameusmittarin havaittiin soveltuvan hyvin suodattimelta lähtevän veden laaduntarkkailuun kemiallisesti puhdistetuilla jätevesillä.

A B S T R A C T

This report consist of a theoretical part and a research part. General theory and mathematical models of filtration and experiences of filtration of chemically and biological-chemically treated wastewater from all over the world have been examined in the theoretical part. In the research part the suitability of upflow filtration to improve effectiveness of small chemical wastewater treatment plants and to treat big suspended solids loads have been research.

Dual- and multi-media filters together with upflow filters are in good reasons able to improve effectiveness of chemical and biological-chemical wastewater treatment processes. Under good conditions they can reduce 80...90 % their suspended solids and phosphorus load. With normal loads 12...24 h run lengths can be reached.

Contact filtration has been investigated for example in Switzerland with good results. It can be best used in post precipitation of simultaneous precipitated wastewater when phosphorus load of a filter is under 4 mg P/l. Suspended solids load produced by phosphorus precipitation isn't then too high and run lengths over 12 h can be reached.

On the ground of investigations the occasionally working upflow filter can in good reasons improve effectiveness of badly working chemical wastewater treatment plants. Suspended solids load in Rantasalmi investigations ranged 50...200 mg/l. The average phosphorus and suspended solids reduction was about 45 %. The filter was found out to reduce 0,5 mg BOD₇ load per 1 mg suspended solids reduction. Flow rate was not found out to effect on reduction results.

Increasing flow rate decreased the accumulation capacity of the filter. Loading the filter with constant suspended solids load longer run lengths can be reached with lower flow rate without decreasing reduction percents.

Continuously working turbidity meter fits good to control filter effluent quality with chemically treated wastewater.

K Ä Y T E T T Y J Ä M E R K I N T Ö J Ä

B	on Blake'n luku
d	on rakeiden läpimitta
v	on suodatusnopeus
f	on huokoisuus
ν	on kinemaattinen viskositeetti
h_t	on painehäviö ajassa t
h_o	on puhtaan suodattimen painehäviö
k	on suodatettavasta nesteestä riippuva vakio
t	on aika
Q	on virtaama
A	on suodattimen pinta-ala
T	on lämpötila
e	on likapartikkelin läpimitta
M	on inertiaparametri
G	on gravitaatioparametri
ρ_p	on likapartikkelin tiheys
ρ_o	on nesteen tiheys
X	on kulloinkin tarkasteltava laatusuure
u_m	on suspension virtausnopeus suodattimen syvyysakselin suunnassa (1.2)
δ	on suodattimen pidättyvyys l. pidättyneiden partikkelien tilavuus suodattimen tilavuusyksikköä kohden
z	on suodattimen syvyys
L	on suodatinpatjan syvyys
p	on huokoisuus
λ	on suodatinvakio
X_S	on kulloinkin tarkasteltava laatusuure ennen suodatusta
X_E	on kulloinkin tarkasteltava laatusuure jälkeen suodatuksen
Δ_S	on suodatinkerroksen viive
e_{ka}	on kiintoainekonsentraatio suodatuksen lopussa
K	on Kozeny-Carmen vakio
S	on suodatinrakeen ominaispinta-ala
I	on hydraulinen gradientti
α ja γ	ovat rakeen muodosta riippuvia kertoimia
Ψ	on muotokerroin
ES	on tehokas raekoko (d_{10})

UC	on tasaisuusluku (d_{60}/d_{10})
ρ_s	on suodatinrakeen tiheys
U_t	on suodatinrakeiden laskeutumisnopeus
P	on energia
v_b	on vesihuuhtelunopeus
v_{mf}	on pienin suodatinrakeet liikkeelle saava huuhtelunopeus
γ_f	on veden ominaispaino
γ_s	on suodatinrakeen ominaispaino
n	on laajentumiskerroin
D_t	on suodattimen läpimitta
v_s	on suodatinrakeen laskeutumisnopeus

J O H D A N T O

Suomessa oli vuoden 1976 alussa 44 kemiallisella selkeytyksellä tai suorasaostuksella toimivaa jätevedenpuhdistamoa. Lisäksi oli toiminnassa 19 jälkisaostuslaitosta sekä 231 rinnakkaissaostuslaitosta (Vesihallitus 1977).

Kemiallisista jätevedenpuhdistamoista oli vesihallituksen (1977) tutkimuksen mukaan toiminut välttävästi tai heikosti BHK₇:n suhteen yli kolmannes ja fosforin suhteen yli 40 %. Rinnakkaissaostuslaitoksilla vastaavat luvut olivat 18 % ja 42 %. Jälkisaostuslaitokset olivat toimineet huomattavasti paremmin.

Siirryttäessä 1980-luvulle tulevat jätevedenpuhdistusvaatimukset edelleen tiukentumaan tällä hetkellä vallitsevista arvoista, ja puhdistamotyyppjä ja -prosesseja on kehitettävä vastaamaan näitä vaatimuksia.

Viimeisen kymmenen vuoden aikana on lähemmin ryhdytty tutkimaan puhdasvesitekniikassa yleisen pikasuodatuksen soveltuvuutta parantamaan biologisten ja kemiallisten jätevedenpuhdistusprosessien tehoa. Tutkimukset ovat keskittyneet lähinnä Iso-Britanniaan, Yhdysvaltoihin ja Neuvostoliittoon, joissa on tutkittu erityyppisten pikasuodattimien soveltuvuutta jätevesille. Pohjoismaissa on pisimmälle tällä alalla edennyt Ruotsi, jossa vuoden 1978 lopussa oli toiminnassa yli kolmekymmentä pikasuodatuksella varustettua jätevedenpuhdistamoa (Naturvårdsverket 1978). Suomessa on jätevesien pikasuodatusta koskeva tutkimus aloitettu 1970-luvulla.

Suoritettu tutkimus jakautuu teoreettiseen ja kokeelliseen osaan. Teoreettisessa osassa on tarkasteltu pikasuodatuksen yleistä teoriaa ja sen soveltamista jätevesien suodatukseseen. Ulkomailta tehtyjen tutkimusten pohjalta on tarkasteltu erityisesti jäteveden kemiallisessa puhdistuksessa syntyvän kiintoaineen suodatettavuutta. Kokeellisen osan tarkoituksena on ollut tutkia jaksottain toimivan käänteissuodattimen soveltuvuutta pienten kemiallisten jätevedenpuhdistamoiden tehon parantamiseen. Samoin on tutkittu pikasuodatuksen soveltuvuutta estämään pienille puhdistamoille ominaisten toimintahäiriöiden aiheuttamien suurten lika-aineskuormitusten pääsyä purkuvesistöön.

1. PIKASUODATUKSEN TEORIAA

1.1 SUODATUSTAPAHTUMA

Suodatustapahtuma perustuu nykyisin vallalla olevan käsityksen mukaan fysikaalis-kemiallisiin teorioihin. Likapartikkelin suodautuminen voidaan eritellä tapahtuvan kahden eri mekanismin vaikutuksesta. Nämä mekanismit ovat siirtymismekanismi ja kiinnittymismekanismi.

1.11 Siirtymismekanismit

Likapartikkeleiden siirtymiseen suodatinrakeiden pinnalle vaikuttavat suodattimen sisäosissa vallitsevat olosuhteet. Virtauksen oletetaan yleisesti olevan laminaarista ja ns. Poiseuille-tyyppistä, jolloin virtausnopeus on suodatinrakeen pinnalla nolla ja suurimmillaan suodatinrakeiden väliin jäävien huokosten keskiosassa. Johtuen huokosten muodon epäsymmetrisyydestä ja siten virtaustilan vuorottaisesta laajentumisesta ja supistumisesta ei virtausnopeus tarkkaan ottaen noudata aivan Poiseuillen-virtauksen paraboloidista muotoa (Ives 1969). Virtaustilaa voidaan havainnollistaa muunnellun Reynoldsin luvun avulla, jolloin pituustermiä on huokosten vallitseva hydraulinen säde ja nopeustermiä on huokosissa vallitseva nopeus. Tätä muunneltua Reynoldsin lukua kutsutaan Blake'n luvuksi (B).

$$B = \frac{d \cdot v}{6 \cdot (1 - f) \cdot v} \quad (1)$$

d on rakeiden läpimitta

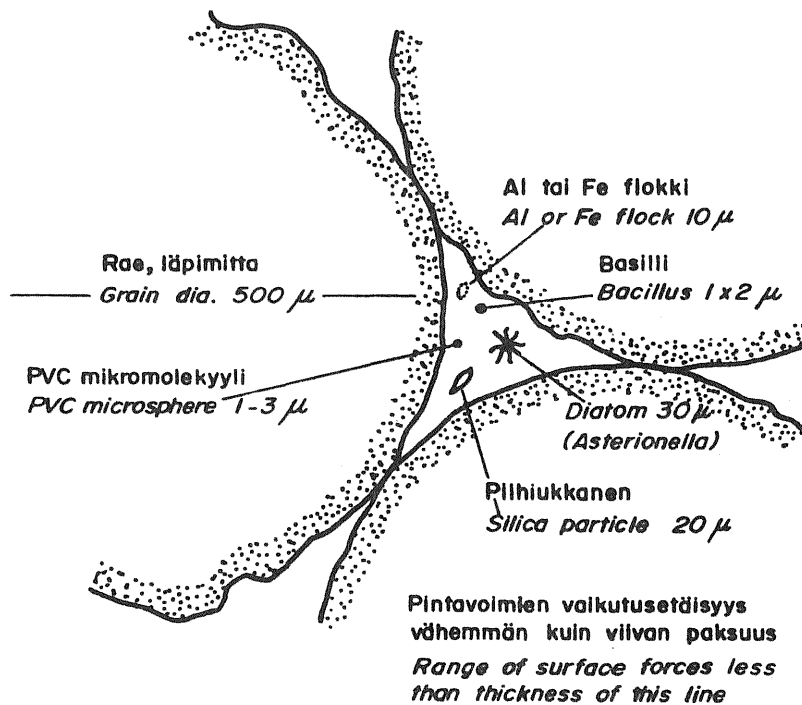
v on virtausnopeus

f on suodatinmateriaalin huokoisuus

v on kinemaattinen viskositeetti

Blake'n luvun normaaliarvona pikasuodatuksessa voidaan pitää 0,2 (Ives 1970).

Pikasuodatuksessa poistettava kiintoaine on yleensä kooltaan pienempää kuin suodatinrakeet (kuva 1). Tästä syystä kiintoainepartikkelit seuraavat virtausviivoja eivätkä ilman siirtymismekanismeja jää suodattimeen. Siirtymismekanismit muodostuvat voimista, jotka kuljettavat hiukkasia raepinnan läheisyyteen, ja ne voidaan jakaa kuuteen ryhmään.



KUVA 1. Suodatinmateriaalin huokosen koko verrattuna tyypillisimpien suodattimien partikkeleiden kokoon (Ives 1970)

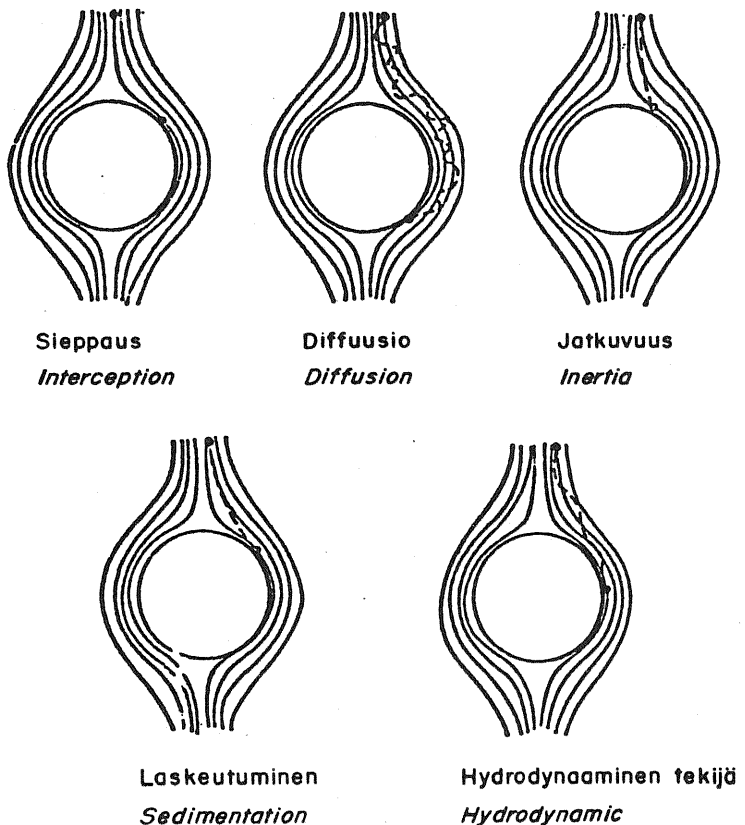
FIG. 1. Diagram of small filter pore showing typical particles to be filtered

1. Siivilöityminen tapahtuu, kun likapartikkeli on niin suuri, että se jää suodattimen päälle. Suodattimen pinta tukkeutuu nopeasti siivilöitymisen vaikutuksesta, ja suodattimen painehäviö kasvaa eksponentiaalisesti Boucherin lain mukaan.

$$h_t = h_o \cdot e^k \cdot t \cdot Q/A \quad (2)$$

h_t on painehäviö ajassa t
 h_o on puhtaan suodattimen painehäviö
 k on suodatettavasta nesteestä riippuva vakio
 t on aika
 Q on virtaama
 A on suodattimen pinta-ala

2. Sieppaus tapahtuu likapartikkelin joutuessa lähelle suodatinrakeen pintaa, jossa virtausnopeus on hyvin pieni. Tällöin kykenevät suodatinrakeen pintavoimat sieppaamaan likapartikkelin rakeen pinnalle. Sieppausmekanismiin vaikuttavat likapartikkelin koko ja muoto, mutta eivät sen tiheys ja massa. Sieppauksen vaikutusetaisyys on likapartikkelin halkaisijan luokkaa.



KUVA 2. Likapartikkelin siirtymismekanismit (Ives 1970)

FIG. 2. Diagram showing the principle of some transport mechanisms

3. Diffuusio on Brownin liikkeestä johtuva lämpöliike, joka kuljettaa likapartikkelin virtausviivalta toiselle. Diffuusion ansiosta likapartikkeli voi joutua niin lähelle suodatinraetta, että rakeen pintavoimat kiinnittävät sen itseensä. Diffuusioon vaikuttavat likapartikkelin koko ja suodatettavan nesteen lämpötila. Sitä tapahtuu vain alle $1 \mu\text{m}$ suuruisilla partikkeleilla. Diffuusion vaikutusta voidaan kuvata ns. Pecletin luvun avulla. Mitä pienempi Pecletin luku on sitä suurempi on diffuusion vaikutus likapartikkeliin.

$$P = v \cdot d / D \quad (3)$$

$$D = k \cdot T / 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot e \quad (4)$$

v on suodatusnopeus
d on rakeen läpimitta
k on Boltzmanin vakio
T on absoluuttinen lämpötila
 μ on dynaaminen viskositeetti
e on likapartikkelin läpimitta

4. Jatkuvuus pakottaa hiukkasen jatkamaan suoraviivaista liikettään, vaikka virtauksen suunta muuttuukin suodatinrakeen vaikutuksesta. Näin likapartikkeli joutuu suodatinrakeen pinnalle. Jatkuvuuden osuus suodatustapahtumassa on varsin vähäinen heiketen viskositeetin kasvun vaikutuksesta. Jatkuvuutta voidaan kuvata inertiaparametrilla

$$M = s_p \cdot e^2 \cdot v / g \cdot \mu \cdot d \quad (5)$$

M on inertiaparametri
 s_p on likapartikkelin tiheys

5. Laskeutuminen on tapahtuma, jossa riittävän raskaat likapartikkelit vajoavat painovoiman vaikutuksesta virtausviivalta toiselle laskeutuen lopulta suodatinrakeen pinnalle. Laskeutumista kuvaa parhaiten gravitaatioparametri

$$G = g \cdot (s_p - s_0) \cdot e^2 / 18 \cdot \mu \cdot v \quad (6)$$

G on gravitaatioparametri

ζ_0 on nesteen tiheys

Mitä suurempi gravitaatioparametrin arvo on sitä suurempi vaikutus laskeutumisella on likapartikkeliin. Jätevesitekniikassa esiintyvät flokit ovat hyvin vetisiä, mistä johtuen laskeutumisella ei ole kovin suurta vaikutusta niihin.

6. Hydrodynaaminen tekijä vaikuttaa pyöreeään kappaleeseen, joka on laminaarisessa virtauskentässä, ja jossa on vakio nopeusgradientti kohtisuoraan virtausviivoja vastaan. Tällöin likapartikkeliin syntyy pyörimisliike, joka saa sen poikkeamaan virtausviivalta suodatinrakeen pidätyskyvyn piiriin. Hydrodynaamisen tekijän vaikutus korostuu, jos nopeusgradientti ei ole vakio eikä likapartikkeli ole symmetrinen.

On epätodennäköistä, että mikään näistä mekanismeista toimisi yksin, vaan nesteen kuljettamaan likapartikkeliin suodattimessa vaikuttavat kaikki mekanismit vaihtelevalla voimakkuudella. Eri siirtomekanismien tärkeys riippuu suodatettavan nesteen ominaisuuksista, suodatinrakeiden ja -huokosten muodosta ja koosta sekä likapartikkeleiden muodosta, koosta ja tiheydestä.

1.12 Kiinnittymismekanismit

Edellä kuvatut siirtymismekanismit eivät yksin vaikuta likapartikkelin suodattumiseen suodatinrakeen pinnalle, vaan siihen vaikuttaa myös muita fysikaalis-kemiallisia voimia, joiden ansiosta likapartikkelit kiinnittyvät vaihtelevalla voimakkuudella suodatinrakeen pinnalle. Tärkeimmiksi kiinnittymismalleiksi ovat viime aikoina osoittautuneet ns. sähköinen kaksoiskerrosteoria ja sillanmuodostusteoria (Määttä 1977).

Jos likapartikkelin ja suodatinrakeen pinnat ovat sähkökemiallisesti samanmerkkiset, hylkivät ne toisiaan. Jos ne taas ovat eri-merkkiset, vetävät ne toisiaan puoleensa. Kun suodatinrae peittyy likapartikkelien alle, muodostuu rakeen pintaan samanmerkkinen varaus kuin kiinnittymättömillä likapartikkeleilla. Syntyvä hylkivä

potentiaalienergia (V_r) on suuruudeltaan kääntäen verrannollinen kerrosten välisen etäisyyden neliöön. Van der Waalsin molekyyli-voimien nimellä kulkevat vetovoimat taas vetävät partikkeleita puoleensa voimalla, joka on verrannollinen etäisyyden neliön käänteislukuun. Hylkivän potentiaalienergian (V_r) ja puoleensavetävän potentiaalienergian (V_A) suuruuksista riippuu kiinnittykö likapartikkeli suodatinrakeen pintaan. Van der Waalsin vetovoimien suuruus ei olennaisesti riipu suodatettavan nesteen koostumuksesta.

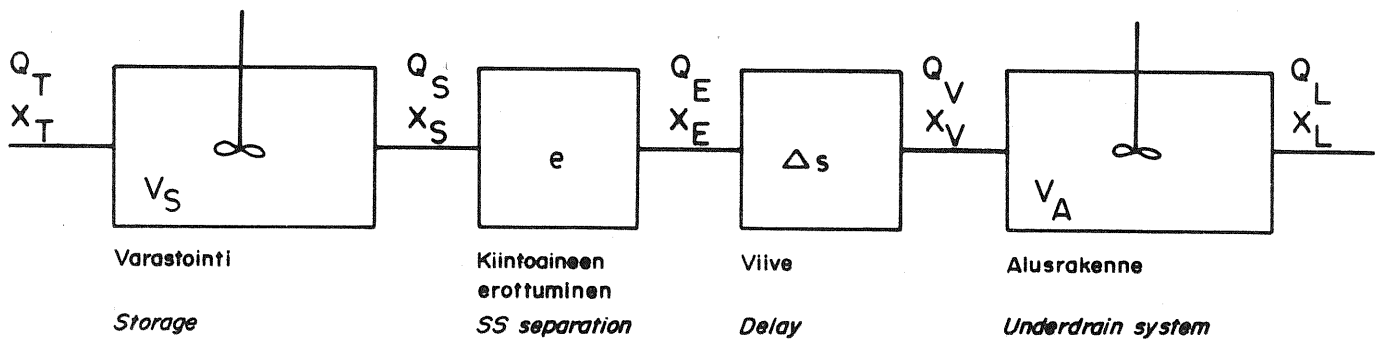
Van der Waalsin molekyyli-voimien merkityksestä ollaan tutkijoiden kesken eri mieltä. Lerkin mielestä (Ives 1970) tämä on pääasiallinen mekanismi, kun sensijaan mm. Ives (1970) väittää niiden vaikutussäteensä pienuuden ($1 \mu\text{m}$) vuoksi olevan jokseenkin merkityksettömiä.

Kaksoiskerrosteoria ei ota riittävästi huomioon kemiallisten voimien usein hyvin tärkeää osuutta likapartikkelien kiinnittymisessä (Määttä 1977). Esimerkiksi anioniset polymeerit kiinnittyvät hyvin yleisesti negatiivisiin pintoihin. Tällaisten tapausten selvittämiseksi on kehitetty kemiallisia sillanmuodostusteorioita. Niiden mukaan voivat erilaiset ionisoituneet tai varauksettomat polymeerit kuten myös erilaiset ionit toimia yhdistävinä siltoina suodatinrakeen ja likapartikkelin välillä.

1.2 SUODATUSTAPAHTUMAN MATEMAATTINEN TARKASTELU

Suodattimen toiminnan matemaattinen tarkastelu voidaan jakaa neljään osaan: vesivaraston dynaaminen kuvaus, suotautumisen ja siten myös kiintoaineen erottumisen kuvaus, alusrakenteen dynaaminen kuvaus sekä säätöperiaatteiden kuvaus. Tässä esityksessä on rajoitettu ainoastaan perusperiaatteen selvittämiseen.

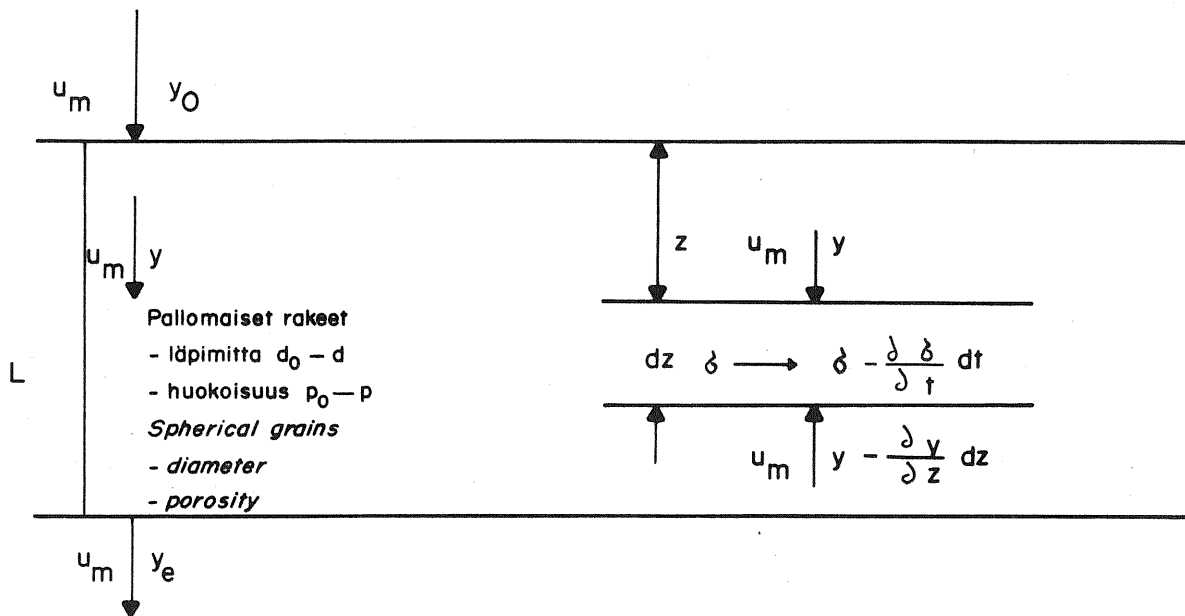
Suodatustapahtuman aikana likapartikkelit poistuvat suodatettavasta nesteestä parantaen sen laatua ja aiheuttaen suodatinhuokosten tukkeutumista lisäten samalla suodattimen painehäviötä.



KUVA 3. Suodattimen toiminta idealisoituna (Ranta 1976)

FIG. 3. The ideal operation of the filter

Tarkasteltaessa kiintoaineen erottumista matemaattisesti voidaan yksinkertaistaen olettaa, että puhdas suodatinpatja, jonka syvyys on L , on muodostunut pallomaisista rakeista, joiden läpimitta on d_0 ja huokoisuus p_0 (kuva 4).



KUVA 4. Suodatinpatjan matemaattinen kuvaus (Huisman 1974)

FIG. 4. Mathematics of filtration

Suodatuksen aikana ei suodatinpatjan paksuus L muutu, mutta suodatinrakeiden läpimitta muuttuu likapartikkeleiden varastoitumisen vuoksi $d_0 \rightarrow d$ vähentäen myös huokoisuutta $p_0 \rightarrow p$. Käsiteltävän nesteen virtausnopeus pysyy vakiona u_m . Tulevan nesteen lika-ainekonsentraatio on y_0 ja se putoaa syvyydelle z tultaessa arvoon y .

Suodattimen ainetase voidaan määritellä tarkastelemalla suodatinpatjaelementtiä, jonka paksuus on dz ja syvyys suodattimen pinnasta z . Ajassa t suodatettavan nesteen likapartikkelit ovat pidättyneet suodattimeen määrällä δ . Seuraavan jakson dt aikana tämä konsentraatio kasvaa määrällä

$$d\delta = \frac{\partial \delta}{\partial t} dt \quad (7)$$

Jatkuvuuden lauseen mukaan tämän kasvun täytyy olla yhtäläinen nesteen kuljettaman tulevan lika-ainekuormituksen kanssa eli suodattimen ainetaseeksi saadaan

$$\frac{\partial \delta}{\partial t} dt dz = u_m \cdot y dt - u_m \cdot \left(y + \frac{\partial y}{\partial z} dz \right) dt \quad (8)$$

$$= \frac{\partial \delta(t, z)}{\partial t} + u_m(t) \frac{\partial y(z, t)}{\partial z} = 0 \quad (9)$$

y on partikkelien tilavuusosa suspensiossa

δ on suodattimen pidättyvyys l. pidättyneiden partikkelien tilavuus suodattimen tilavuusyksikköä kohden

z on suodattimen syvyys

u_m on suspension virtausnopeus suodattimen syvyysakselin suunnassa

Suodattimen pidättyvyys on riippuvainen suodatuvan nesteen partikkelikonsentraatiosta ja tarkastelupaikasta suodatinkerroksen sisällä

$$\frac{\partial \delta(t, z)}{\partial t} = K_0 \cdot F[\delta(t), z] \cdot y(t, z) \quad (10)$$

K_0 on vakio

F on tunnettu funktio, jonka muoto riippuu suodatettavan materiaalin ominaisuuksista

$$(9) + (10) = \frac{\partial y(z, t)}{\partial z} = \frac{K_0 \cdot F(t, z)}{u_m(t)} y(t, z) \quad (11)$$

$$= \frac{\partial y(z, t)}{\partial z} = -\lambda(z, t) \cdot y(t, z) \quad (12)$$

λ on suodatinvakio

Suodatinvakio on voimakkaasti riippuvainen vallitsevasta pidätysmismekanismista ja sitä kautta suodatettavien likapartikkelien ja myös suodattimen ominaisuuksista.

$$\lambda_0 = f(L, d_0, p_0, u_m, y_0, S_d, \text{jne}) \quad (13)$$

ja

$$\lambda = \lambda_0(t) \quad (14)$$

Lausekkeen (13) mukaan λ_0 siis riippuu kuljetus- ja kiinnittymismekanismeista ja on lähinnä vastuussa puhdistumisesta. Riippuen eri mekanismeista matemaattiset mallit ja niiden antamat tulokset vaihtelevat suuresti. Lausekkeen (14) ilmaisema riippuvuus on vielä monimutkaisempi. Huismanin (1974) mukaan suodatusjakson alussa λ kasvaa siivilöitymistapahtuman johdosta. Kuitenkin suodatuksen jatkuessa ja suodatinmateriaalin huokosten hiljalleen tukkeutuessa nesteen virtausnopeus suodattimessa kasvaa kuljettaen likapartikkeleita syvemmälle suodattimeen ja alentaen λ :n arvoa.

Seuraavassa muutamia tunnetuimpien suodatinvakiota käsittelevien teorioiden tuloksia (Huisman 1974):

Ison

$$\lambda_0 \sim \frac{d_0^{1,4} \cdot e^{0,3}}{u_m^4} \quad (15)$$

e on kiintoainepartikkelin koko

Ives

$$\lambda_o \sim \frac{1}{d_o^n \cdot v^2 \cdot u_m} \quad (16a)$$

$$\lambda = \lambda_o \left(1 + \beta_1 \frac{\delta_v}{p_o} - \beta_2 \frac{\delta_v^2}{p_o \cdot (p_o - \delta_v)} \right) \quad (16b)$$

n (1...3) ja β ovat kokeellisia kertoimia

Iwasaki

$$\lambda = \lambda_o \cdot \left(1 - \beta \frac{u_m}{p_o} \right) \quad (17)$$

Lerk

$$\lambda_o \sim \frac{(1 - p_o) \cdot p_o}{d_o^3 \cdot v \cdot u_m} \quad (18a)$$

$$\lambda = \lambda_o \left(1 - \frac{\delta_v}{p_o} \right) \quad (18b)$$

Mackrle

$$\lambda = \lambda_o \cdot \left(1 + \beta \frac{\delta_v}{p_o} \right)^{n_1} \cdot \left(1 - \frac{\delta_v}{p_o} \right)^{n_2} \quad (19)$$

β , n_1 ja n_2 ovat kokeellisia kertoimia

Marondas

$$\lambda = \lambda_o \cdot \left(1 - \frac{\delta_v^x}{\delta_v} \right) \quad (20)$$

δ_v^x on suurin mahdollinen pidättymiskapasiteetti, määritetään kokeellisesti

Mintz

$$\lambda_o \sim \frac{u_m}{d_o} \quad (21a)$$

$$\lambda = \lambda_o \cdot \left(1 - \frac{y_o}{y} \cdot \frac{\delta_v}{\delta_v x}\right) \quad (21b)$$

Mintz/Lerk

$$\lambda = \lambda_o \cdot \left(1 - \frac{\delta_v}{\delta_v x}\right) \quad (22)$$

Shekhtman/Lerk

$$\lambda = \lambda_o \cdot \left(1 - \frac{\delta_v}{p_o}\right) \quad (23)$$

Sholje

$$\lambda_o \sim \frac{1}{v^2 \cdot u_m} \quad (24)$$

Suurinta osaa teorioista ei voida ratkaista analyttisesti vaan tarvitaan tietokoneen apua. Koska monet lukuarvot on määritettävä kokeellisesti, on kaavojen suoma etu empiirisiin tutkimuksiin verrattuna vähäinen.

Tchobanoglous (1970) on tutkinut yli 30 μm suuruisten partikkelien suotautumista. Tilanne vastaa likimain aktiiviliete- ja kalkkisaostuslaitoksilta tulevan jäteveden suodattamista. Valitsevina pidättymismekanismeina on havaittu olevan siivilöityminen ja sedimentoituminen, jolloin pidättymismekanismin on ominaista

- "normalisoitunut" konsentraation muutoskäyrä eli $y(t, z) / y_0(t) = F(z)$, missä y_0 on partikkelikonsentraatio suodautumisen alussa, ja $F(z)$ ei muutu merkittävästi ajan suhteen
- pidähtyneen materiaalin summakäyrä muuttuu kullakin kerrokskorkeudella z lineaarisesti ajan funktiona.

Näiden oletusten pohjalta voidaan differentiaaliyhtälöt (10) ja (12) ratkaista, jolloin saadaan

$$y(t, z) = y_0(t) \cdot e^{-\frac{(1 + a \cdot z)^{n+1} \cdot \lambda_0}{(n+1) \cdot a}}, \quad n \neq -1 \quad (25)$$

$$y(t, z) = y_0(t) \cdot e^{-\frac{\lambda_0 \cdot \ln(1 - a \cdot z)}{a}}, \quad n = -1 \quad (26)$$

a ja λ_0 ovat vakioita

joissa n riippuu suodatettavan materiaalin koosta, muodosta ja kemiallisista ominaisuuksista. (Esim. akt.lietelaitoksen jälkeen $n = 2$).

Lausekkeiden (25) ja (26) avulla on mahdollista laskea kiintoainekonsentraatio suodatinkerroksen lopussa

$$e_{ka} = 1 - e^{-\frac{(1 - a \cdot 2)^{n+1} \cdot \lambda_0}{(n+1) \cdot a}} \quad (27)$$

Muiden laatusuureiden reduktiot riippuvat Metsärannan (1976) tekemän selvityksen mukaan kiintoaineesta seuraavasti

$$BHK_E(t) = BHK_S \cdot (1 - 0,5 \cdot e_{ka}) \quad (28)$$

$$LP_E(t) = LP_S(t) \quad (29)$$

$$KP_E(t) = LP_S(t) + KP_S(t) - LP_S(t) \cdot 1 - e_{ka} \quad (30)$$

$$LN_E(t) = LN_S(t) \quad (31)$$

$$KN_E(t) = LN_S(t) + KN_S(t) - LN_S(t) \cdot 1 - e_{ka} \quad (32)$$

Kun oletetaan alakanava ideaalisekoittimeksi, jossa ei tapahdu tilavuuden muutosta, saadaan

$$Q_L(t) = Q_E \cdot (t - \Delta_S) \quad (33)$$

$$\frac{dX_L(t)}{dt} = Q_L(t) \cdot X_E \cdot (t - \Delta_S) - Q_L(t) \cdot X_L(t) \quad (34)$$

Δ_S on suodatinkerroksen viive

X on kulloinkin tarkasteltava laatusuure

Kaavan (34) avulla voidaan laskea suodatinyksiköstä lähtevän veden laatusuureiden konsentraatiot, kunhan on ensin laskettu reduktiot kaavoista (25 - 32).

Suodatuksen matemaattisten teorioiden päätarkoituksena on auttaa ymmärtämään suodatustapahtuman monimutkaista prosessia. Käytännössä niiden avulla voidaan saada likimääräisiä arvoja suodattimen käyttäytymisestä. Suodatuksen matemaattisista teorioista on eniten hyötyä pilot plant-kokeiden suunnittelussa, jolloin voidaan arvioida, minkä tyyppistä koemallia tulisi käyttää vallitsevissa olosuhteissa. Täysimittakaavaisen suodattimen suunnittelu tulisi edelleen perustua pilot plant-kokeista saataviin tuloksiin.

1.3 SUODATINTYYPIT

Jätevesien suodatuksessa käytettävät suodattimet voidaan jaotella eri tavoin tarkastelukohteesta riippuen.

Suodatussuunnan mukaan voidaan suodattimet jakaa: konventionaaliin, joissa suodatus tapahtuu ylhäältä alaspäin, käänteissuodat-

timiin, joissa suodatussuunta on alhaalta ylöspäin ja ns. biflow-suodattimiin, joissa suodatettava neste poistuu suodatinpatjan keskeltä ja suodatinta kuormitetaan sekä suodattimen päältä että pohjalta (kuva 5).

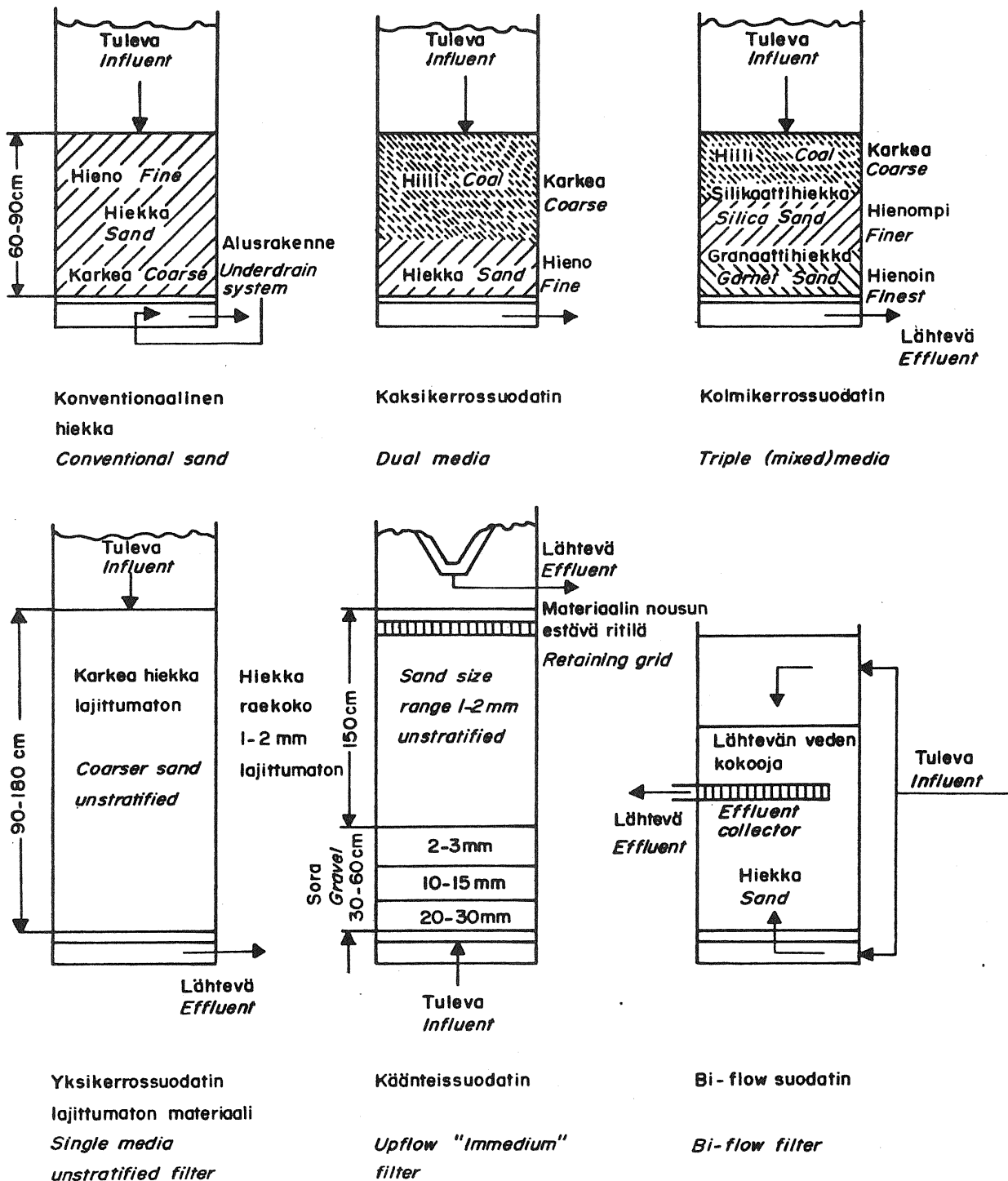
Suodatinpatjan rakenteen mukaan voidaan suodattimet jakaa yksi-, kaksi- ja monikerrossuodattimiin riippuen siitä, kuinka monesta eri materiaalista suodatinpatja on koostunut (kuva 5).

Eri suodatintyypeiksi voidaan edelleen jaotella painesuodatin, kontaktisuodatin ja jatkuvatoiminen suodatin.

Konventionaalinen suodatin voi olla yksi-, kaksi- tai monikerrossuodatin. Useiden eri materiaalikerrosten käyttö samassa suodattimessa perustuu siihen, että huuhtelun aikana kevyin materiaali asettuu suodatinrakenteen yläosaan, ja raskain materiaali suodatinrakenteen alaosaan. Jos käytetään vain yhdestä materiaalista koostuvaa suodatinpatjaa, asettuu huuhtelun aikana suodattimen pinnalle materiaalin kevyin osa eli pienimmät rakeet ja raskain osa eli suurimmat rakeet asettuvat suodattimen pohjalle. Täten suodattimen varastoimiskyky alenee ja tukkeutuminen nopeutuu. Käytettäessä useita materiaaleja siten, että materiaalin ominaispainon laskiessa sen raekoko kasvaa, asettuvat rakeet siten, että karkein aines on suodatinrakenteen pinnalla ja hienoin aines pohjalla. Täten voidaan lähes koko suodatinisyvyyttä käyttää hyödyksi.

Käänteissuodattimissa käytetään yleensä vain yhtä suodatinmateriaalia. Niissä suodatus tapahtuu samaan suuntaan kuin huuhtelu, jolloin suodatettava neste kohtaa ensin suodattimen karkeimman materiaalin ja suotautumisen jatkuessa ylöspäin hienomman suodatinmateriaalin. Tällöin voidaan suodattimen syvyys käyttää tehokkaasti hyödyksi. Myös biflow-suodattimet koostuvat yleensä vain yhdestä suodatinmateriaalista.

Painesuodattimissa suodatus tapahtuu paineenalaisissa säiliöissä, jolloin suodattimelle tulevaa hydraulista kuormitusta voidaan huomattavasti lisätä.

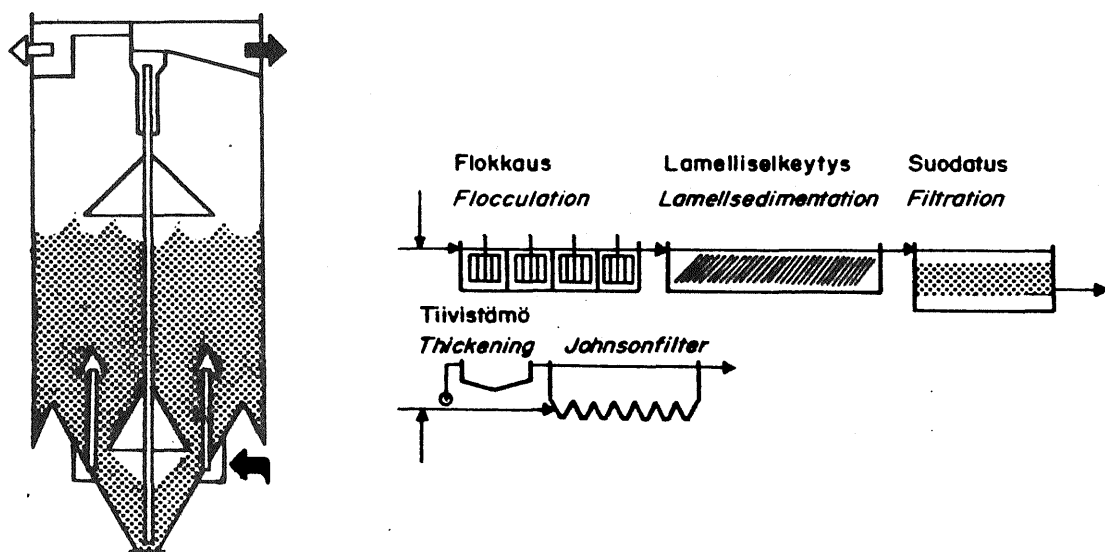


KUVA 5. Eri tyyppisiä suodatinrakenteita (EPA 1974)

FIG. 5. Schematic diagrams of filter configurations

Kontaktisuodatus eroaa tavanomaisesta suodatkuksesta siinä, että kemiallisesti käsiteltyä nestettä ei selkeytetä ennen suodatusta, vaan kemikaalit lisätään juuri ennen suodatusta, ja flokkautumista tapahtuu osittain vielä suodattimessa. Kontaktisuodattimina käytetään korkean kiintoainekuormituksen vuoksi käänteis- sekä kaksitai monikerrossuodattimia.

Jatkuvatoiminen suodatin toimii ilman huuhtelun aiheuttamia katkoja. Tätä suodatintyyppiä ovat Ruotsissa tutkineet Larsson ja Hjelmner (1978). Tutkimuksen päämääränä on ollut kehittää hiekkasuodatin, jota voitaisiin käyttää sekä flokkaukseen, selkeytykseen että suodatkukseen. Toimintaperiaatteeltaan suodatin on siis kontaktisuodatin suodatussuunnan ollessa alhaalta ylöspäin (kuva 6).



Johnson jatkuvatoiminen suodatin
Johnson continuous sandfilter

KUVA 6. Jatkuvatoimisen Johnson-hiekkasuodattimen periaatekuva sekä kokoverailu tavanomaiseen flokkauk - laskeutus - suodatus - prosessiin verrattuna (Larsson et. al. 1978)

FIG. 6. The principal of Johnson continuous sandfilter and conventional flocculation - sedimentation - filtration - process versus Johnson - filter - process

Tässä jatkuvatoimisessa suodattimessa suodatinhiekan puhdistus tapahtuu siten, että likaantunutta hiekkaa pumpataan jatkuvasti mammut-pumppujen avulla suodattimen pohjalta, pestään ja palaute-taan suodatinpatjan yläosaan. Suodatinpatja on pumppauksen ansios-ta hitaassa liikkeessä alaspäin. Mammut-pumpuissa hiekka joutuu voimakkaan mekaanisen rasituksen alaiseksi, ja likapartikkelit ir-toavat suodatinmateriaalista. Likahiukkaset pestään edelleen pois suodatinhiekaista mammut-pumppujen yläosassa vastavirtahuuhtelun avulla.

1.4 SUODATINMATERIAALEISTA

Tavallisimmat jäteveden pikasuodatuksessa käytetyt suodatinmate-riaalit ovat kvartsihiekkä, granaattihiekka ja antrasiittihiili. Monikerrossuodattimissa on jonkin verran kokeiltu myös pumice- ja magnofilt-nimisiä erikoismateriaaleja (Kavanaugh et. al. 1977). Myös savimineraalien käyttöä pikasuodattimissa on kokeiltu (Faup et. al. 1977).

Suodatinmateriaalin rakeisuusominaisuuksia kuvataan termeillä tehokas raekoko (d_{10}) ja tasaisuusluku (d_{60}/d_{10}). Muita suodatin-materiaalia kuvaavia tunnuslukuja ovat ominaispaino ja huokoisuus.

Konventionaalisissa yksikerrossuodattimissa samoin kuin käänteis-suodattimissakin käytetään suodatinmateriaalina pääasiassa kvartsi-hiekkaa. Raekokoa voidaan muunnella tarpeen mukaan 0,5 ... 4,0 mm välillä. Kvartsihiekan tiheys vaihtelee hieman $2,65 \text{ g/cm}^3$ molemmin puolin.

Granaattihiekka on kvartsihiekkää huomattavasti raskaampaa, tihey-deltään noin $3,8 \text{ g/cm}^3$. Sitä käytetään lähinnä monikerrossuodatti-missa alimpana varsinaisena suodatinkerroksena, jolloin sen rae-koko vaihtelee 0,2 ... 0,6 mm välillä.

Antrasiitti on kvartsihiekan ohella käytetyin suodatinmateriaali. Se on kevyttä, tiheydeltään $1,4 \dots 1,65 \text{ g/cm}^3$ raekoon vaihdellessa tavallisimmin 1,5 ... 2,5 mm. Antrasiittia käytetään tavallisesti kaksi- ja monikerrossuodattimien ylimpänä suodatinkerroksena, mut-ta sitä voidaan käyttää myös yksinään koko suodatinpatjassa.

Pumice on hyvin huokoinen ja kevyt materiaali tiheyden vaihdellessa 1,2 ... 1,3 g/cm³. Sitä käytetään monikerrossuodattimissa pääällimmäisenä materiaalina, jolloin sen raekoko vaihtelee 1,5 ... 3,5 mm.

Magnofilt on edellistä raskaampi materiaali tiheydeltään 1,43 g/cm³. Se koostuu useista metallioksideista, joista tärkeimmät ovat SiO₂ ja Al₂O₃. Se on hyvin huokoista omaten siten suuren pidätyskapasiteetin, josta on merkittävää hyötyä suodatuksessa.

1.5 SUODATUSNOPEUS JA SUODATINVASTUKSEN KEHITTYMINEN

Suodatusnopeudella tarkoitetaan suodattimelle tulevaa hydraulista kuormitusta suodattimen pinta-alayksikköä kohden (m³/m² h).

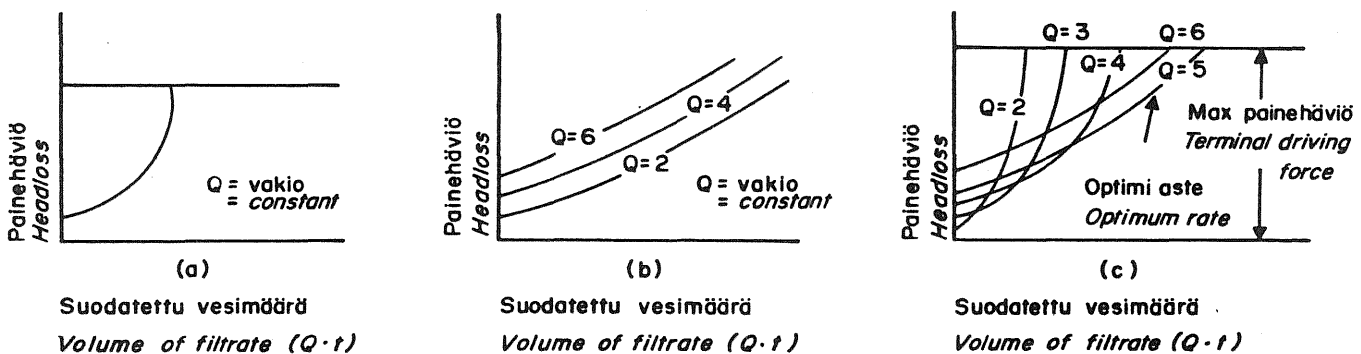
Suodatusnopeuden valinta kuuluu olennaisena osana suodattimen mitoittamiseen. Käsiteltävän flokin kestävyydellä on hyvin suuri merkitys valintaa tehtäessä. Käsiteltäessä vahvoja biologisia flokkeja sisältävää jätevettä voidaan suodatusnopeutta kasvattaa aina 20 m/h asti. Sensijaan suodatettaessa kemiallisesti käsiteltyä jätevettä tulisi suodatusnopeuden olla alle 10 m/h, koska kemiallinen flokki on rakenteeltaan heikko (EPA 1974).

Käänteissuodattimilla voidaan käyttää konventionaalista suodatusta 2 ... 3 kertaa suurempia suodatusnopeuksia.

Liian pieniä suodatusnopeuksia käytettäessä ei veden virtaus jaksa työntää kiintoainehiukkasia suodattimen sisään, vaan pidätyminen tapahtuu vain suodattimen pintakerroksessa. Liian suurilla suodatusnopeuksilla veden virtausnopeus on niin suuri, että pidätymistä ei merkittävässä määrin tapahdu, vaan kiintoainehiukkaset kulkeutuvat suodattimen läpi.

Suodatusnopeudella samoin kuin hiukkasten pidätymistavalla suodattimeen on hyvin suuri vaikutus suodatinvastuksen kehittymiseen. Kiintoainehiukkasten pidätyminen voi tapahtua periaatteessa kolmella tavalla:

- suodattimen pinnalla on hieno suodatinkerros, ja lähes kaikki kiintoaine jää suodattimen pinnalle muodostaen melko ohuen lika-kerroksen
- suodattimen pintakerros on karkeaa materiaalia, jolloin pidättyminen tapahtuu suodattimen sisällä
- kahden edellisen periaatteen yhdistelmä, jolloin pidättyminen tapahtuu sekä suodattimen pinnalla että syvemmillä suodattimessa.



KUVA 7. Suodatinvastuksen kehitys suodatuksen aikana
 a) kiintoaineen pidättyminen suodattimen pinnalle
 b) kiintoaineen pidättyminen suodattimen sisällä
 c) edellisten periaatteiden yhdistelmä (EPA 1974)

FIG. 7. Headloss development during filtration
 a) surface removal of compressible solids
 b) depth removal of suspended solids
 c) depth removal of suspended solids with surface cake

Pidättyminen ainoastaan suodattimen pinnalle voi johtua joko tarpeettoman hienorakeisesta suodattimen pintakerroksesta tai liian pienestä suodatusnopeudesta. Painehäviö kasvaa tällöin eksponentiaalisesti ja suodatin tukkeutuu lyhyessä ajassa (kuva 7a).

Pidättymisen tapahtuessa vain suodatinpatjan sisällä suodatusnopeuden lisäys kasvattaa jakson alussa vallitsevaa suodatinvastusta (kuva 7b). Lisättäessä suurinta sallittua painehäviötä kasvaa sekä ajoaika että tuotto ajoa kohden, kunnes painehäviön kehityskäyrät ovat lähes suoraviivaiset.

Kun pidähttyminen tapahtuu osittain suodattimen pinnalla ja osittain suodattimen sisällä, voidaan suodatusnopeutta asteittain kasvattaa, kunnes pidähtymistä tapahtuu enää vain suodatinpatjan sisällä. Kuvassa 7c käyrät $Q = 3$ ja $Q = 4$ kuvaavat tapausta, jolloin pidähtymistä tapahtuu sekä suodattimen pinnalla että sisällä ja käyrät $Q = 5$ ja $Q = 6$ tapausta, jolloin pidähttyminen suodattimen pinnalle on estynyt. Optimitapauksena voidaan pitää $Q = 5$, jolloin pidettäessä suurinta sallittua painehäviötä vakiona päästään pisimpään suodatusjaksoon.

Tarkasteltaessa suodatinvastuksen kehitystä matemaattisesti voidaan lähtökohtana pitää Kozenyn ja Carmenin kehittämää yhtälöä

$$\frac{\partial H}{\partial L} = K \cdot \frac{\mu \cdot v \cdot S^2}{\rho \cdot g \cdot p^3} \quad (35)$$

H on painehäviö

L on suodatinsyvyys

K on Kozeny - Carmen vakio

μ on dynaaminen viskositeetti

v on suodatusnopeus

S on suodatinrakeen ominaispinta-ala = $\frac{A}{V}$

ρ on veden tiheys

p on huokoisuus

Kaava (35) voidaan esittää myös pelkistetyssä muodossa

$$\frac{H}{L} = \frac{k_2}{g} \cdot \frac{\mu}{\rho} \cdot \frac{v}{p} \cdot \left(\frac{1-p}{p}\right)^2 \cdot \left(\frac{A}{V}\right)^2 \quad (36)$$

Kaava (36) pätee laminaariselle virtaukselle. Hallen et. al. (1977) mukaan yli 30 m/h suuruisilla suodatusnopeuksilla virtaus muuttuu turbulenttiseksi ja kaavassa (36) on tämä huomioitava ottamalla mukaan Forchheimerin kehittämä termi

$$I = a \cdot v + b \cdot v^2 \quad (37)$$

I on hydraulinen gradientti

a ja b ovat vakioita

Kun termiä (37) kehitellään analogisesti kaavan (36) kanssa, voidaan se kirjoittaa muotoon

$$\frac{H'}{L} = \frac{k_2'}{g} \cdot \left(\frac{v}{p}\right)^2 \cdot \left(\frac{1-p}{p}\right) \cdot \left(\frac{A}{V}\right) \quad (38)$$

ja näin saadaan täydellinen virtauskaava turbulenttiselle virtaukselle suodattimessa

$$\frac{H}{L} = \frac{k_2}{g} \cdot \frac{\mu}{\delta} \cdot \frac{v}{p} \cdot \left(\frac{1-p}{p}\right)^2 \cdot \left(\frac{A}{V}\right)^2 + \frac{k_2'}{g} \cdot \left(\frac{v}{p}\right)^2 \cdot \left(\frac{1-p}{p}\right) \cdot \left(\frac{A}{V}\right) \quad (39)$$

(A/V) voidaan korvata termillä $\alpha/\gamma \cdot 1/d$, missä α ja γ ovat rakeen muodosta riippuvia kertoimia. Pallon muotoiselle kappaleelle $\alpha/\gamma = 6$, jolloin $A/V = 6/\Psi d$, jossa Ψ on ns. muotokerroin.

Suodatinpatjalle, jonka raekoko vaihtelee, voidaan kaava (36) kirjoittaa muotoon

$$\frac{H}{L} = \frac{k_2}{g} \cdot \frac{\mu}{\delta} \cdot \frac{v}{p} \cdot \left(\frac{1-p}{p}\right) \cdot \left(\frac{\alpha}{\gamma}\right)^2 \cdot \left(\frac{1}{ES \cdot F_2}\right)^2 \quad (40)$$

$$F_2 = UC^{0,835 - 1,5 \log UC^{0,652}} \quad (41)$$

ES on tehokas raekoko

UC on tasaisuusluku d_{60}/d_{10}

F_1 ja F_2 ovat kertoimia

Hallen et.al. (1977) mukaan suodatinvastuksen kasvu polymeerisyöttöllä varustetussa suodattimessa ei noudata tavanomaista yhteyttä

$$H = H_0 + \int \delta dt \quad (42)$$

vaan on otettava huomioon flokin muodon muuttuminen sen kulkiessa suodatinkerroksessa. Flokin kokoonpuristuvuus voidaan ilmaista

kaavalla

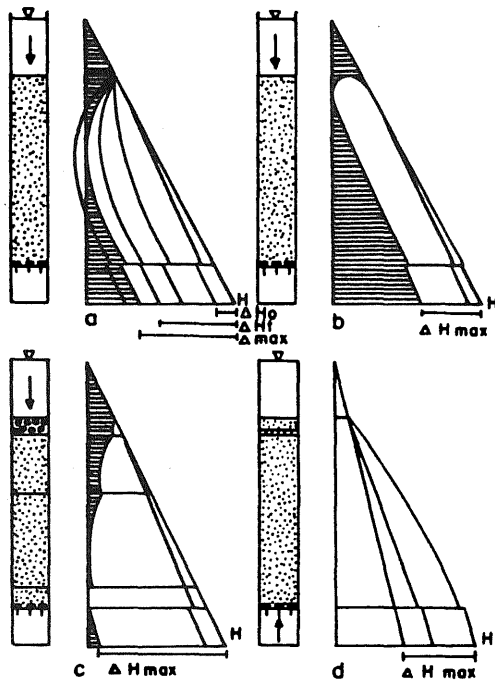
$$c = f(\delta_t) \quad (43)$$

Pidättyneen kiintoainemäärän kasvaessa c pienenee hyperbolisesti. Suodatinvastus ei siis kasvakaan suoraan suhteessa jäämän δ kasvuun, vaan hitaammin riippuen siitä, miten varastoitunut kiintoaine tiivistyy jäämän lisääntyessä. Hallen et.al. (1977) mukaan $c:n$ arvo on riippuvainen käsiteltävän veden laadusta, esim. onko se jälki-saostettua asumisjätevettä, teollisuusjätevettä vai hulevettä. Tuntemalla $c:n$ arvo näille erityyppisille jätevesille voidaan suodatinvastuksen kasvu eri tapauksissa arvioida ja suodatusjakson pituus optimoida.

Taulukko 1. F_1 ja F_2 eri tasaisuusluvun arvoilla (Hallen 1978).
Table 1. F_1 and F_2 for uniformity coefficient between 1 and 2.

UC	F_1	F_2
1,0	1,000	1,000
1,1	1,138	1,081
1,2	1,274	1,158
1,3	1,408	1,227
1,4	1,531	1,293
1,5	1,653	1,355
1,6	1,771	1,413
1,7	1,884	1,467
1,8	1,992	1,518
1,9	2,095	1,566
2,0	2,193	1,611

Edellä olevien kaavojen mukaan raekoon pienentäminen lisää voimakkaasti suodatinvastusta. Tämä on seurausta suodatinhuokosten koon nopeasta pienenemisestä ja tätä kautta lisääntyvästä kitkasta. Ives (1969) on tutkinut erityyppisten suodattimien suodatinvastuksen kehittymistä suodatuksen aikana (kuva 8).



KUVA 8. Suodatinvastuksen kehittyminen erityyppisissä suodattimissa
 a) tasorakeinen suodatin b) yläosastaan liian tiivis suodatin
 c) monikerrossuodatin d) käänteissuodatin (Ives 1969)

FIG. 8. Pressure profiles through the depth of filter media, changing during the time of filter run a) uniform filter b) uniform filter, upper layer too tight c) multimedia filter d) upflow filter

1.6 SUODATTIMEN HUUHTELU

1.61 Yleistä

Suodattimen huuhtelun tarkoituksena on paitsi puhdistaa suodatin sinne pidättyneestä kiintoaineesta myös saada suodatinpartikkelit liikkeeseen, jotta ne huuhtelun jälkeen järjestyisivät tarkasti tilavuuspainonsa mukaisesti. Tämä on erityisen tärkeää kaksi- ja monikerrossuodattimissa.

Suodattimen puhdistuminen sinne kertyneestä liasta tapahtuu kahdessa vaiheessa: ensin suodatinrakeisiin pidättyneet likahiukkaset irrotetaan voimakkaan mekaanisen vaikutuksen avulla suodatinrakeista, jonka jälkeen ne voidaan helposti poistaa suodatinpatjasta huuhteluveden mukana.

Jäteveden sisältämät likahiukkaset tarttuvat suodatinrakeisiin huomattavasti lujemmin kuin puhtaan veden likapartikkelit, mistä syystä jätevesisuodattimien huuhtelun on oltava tehokkaampaa kuin puhtasvesisuodattimien. Eri puolilla maailmaa on kehitetty toisistaan poikkeavia jätevesisuodattimien huuhtelumenetelmiä.

1.62 Eri huuhtelumenetelmistä

Huuhtelumenetelmien peruselementit ovat ilmahuuhtelu, vesihuuhtelu sekä suodattimen pinnan pesu. Näitä elementtejä sopivasti yhdistelemällä saadaan erityyppisten suodattimien huuhtelu tehokkaaksi.

Iso-Britanniassa käytetään konventionaalisten suodattimien huuhtelussa seuraavanlaista kiertoa (Jago 1978): ensin suodatin "kuivataan", jonka jälkeen seuraa ilmahuuhtelu jatkuvana tai jaksottain. Lopuksi likapartikkelit huuhdotaan suodattimesta korkea-asteisen vesihuuhtelun avulla. Konventionaalisilla suodattimilla voidaan käyttää myös ns. Degremont-systeemiä, jolloin aluksi suodatin puhdistetaan yhdistetyllä vesi-ilmahuuhtelulla, minkä jälkeen ilmahuuhtelu lopetetaan, ja veden virtausnopeus nostetaan korkea-asteiseksi suodatinrakeiden lajittumisen aikaansaamiseksi. Degremont-huuhtelu on tehokkaimpia jätevesisuodattimien huuhtelumenetelmiä (Cleasby et.al. 1978).

Korkea-asteisen huuhtelun huuhtelunopeus Iso-Britanniassa vaihtelee 20 ... 36 m/h ja ilmahuuhtelun nopeus 18 ... 40 m/h (taulukko 2).

Käänteissuodattimilla vaaditaan aluksi ilmahuuhtelu rikkomaan suodatinhiekan ja suodattimen pinnalla olevan ritilän väliset sidokset. Ilmahuuhtelua seuraa tavallisesti matala-asteinen vesihuuhtelu ja sen jälkeen taas ilmahuuhtelu joko jatkuvana tai vaihteittain. Ilmahuuhtelun nopeus vaihtelee 36 ... 91 m/h. Viimeisenä seuraa korkea-asteinen vesihuuhtelu nopeudella 36 ... 50 m/h. Huuhtelujakso on huomattavasti pitempi kuin Degremont-systeemissä, koska käänteissuodattimissa likahiukkaset ovat syvällä suodattimen sisällä ja tarvitaan suuri laajentumistilavuus tehokkaan puhdistumisen aikaansaamiseksi (Jago 1978).

Taulukko 2. Muutamien suodatinlaitosten vesi- ja ilmahuuhtelunopeuksia Iso-Britanniassa (Jago 1978).

Table 2. Backwash and air-scour rates for some tertiary treatment filters in Great Britain.

Laitos Plant	Suodatin Type of filter	Vesihuuhtelu Back wash m/h	Ilmahuuhtelu Air-scour	
			nopeus rate m/h	paine pressure kN/m ²
Derby	Yksikerros Rapid-gravity	36,0	43,8	35
Finham, Coventry	Kaksikerros Dual-medium	29,2	36,6	-
Rodbourn, Swindon	Yksikerros Rapid-gravity	23,4	22,8	35
Cotton Valley, Milton Keyny	Yksikerros Rapid-gravity	32,0	40,8	42
Chalton, Luton	Käänteissuod. Immedium	37,5	91,2	-
East Hyde, Luton	Käänteissuod. Immedium	36,8	36,6	-
East Hyde, Luton	Yksikerros Rapid-gravity	34,3	18,0	-
Ash Vale	Kaksikerros Dual-medium	20,8	46,2	42

Kaksi- ja monikerrossuodattimissa käytetään samoja huuhtelumenetelmiä kuin konventionaalisissa suodattimissa. Huuhtelunopeudet vaihtelevat laitoksesta ja suodatintyypistä riippuen melkoisesti (taulukko 2).

Yhdysvalloissa on viimeisen kymmenen vuoden aikana tehty runsaasti jätevesisuodattimien huuhtelutekniikkaa koskevia tutkimuksia. Tutkimuksissa on keskitytty vertailemaan lähinnä ilmahuuhtelun ja suodattimen pinnan pesun tehostavaa vaikutusta pelkkään vesihuuhteluun verrattuna. Kokeissa on käytetty yksi-, kaksi- ja monikerrossuodattimia ja suodatettava vesi on ollut joko biologisesti tai biologiskemiallisesti puhdistettua jätevettä. Vesihuuhtelunopeutena on käytetty 48,6 m/h ja ilmahuuhtelussa on ilman tuotto ollut 1,22 m³/min. Tutkimuksissa on päädytty seuraaviin johtopäätöksiin (Cleasby et.al.

1975, 1978, Amirtharajah et.al. 1972):

- pelkkä vesihuuhtelu on heikko huuhtelumenetelmä, koska likahiukkaset eivät tällöin täysin irtoa suodatinrakeista, ja suodattimeen pääsee syntymään kelluvia mutapalloja, lietekasautumia ja syviä pintahalkeamia
- ilmahuuhtelu ja suodattimen pinnan pesu ovat huomattava apu suodattimen huuhtelussa, mutta nekään eivät täysin estä suodattimen asteittaista likaantumista
- karkeasta materiaalista koostuvan yksikerrossuodattimen paras huuhtelutapa on samanaikainen vesi-ilmahuuhtelu, jolloin huuhteluveden nopeus on niin pieni, ettei suodatinrakeiden lajittumista tapahdu
- alle 1 mm suuruisia suodattimen alusrakenteen aukkoja ei suositella täydellisen tukkeutumisvaaran vuoksi
- kaksi- ja monikerrossuodattimien paras huuhtelutapa on joko peräkkäin tapahtuva ilma- ja vesi-ilmahuuhtelu tai lähes koko huuhtelun ajan kestävä vesi-ilmahuuhtelu
- vesi-ilmahuuhtelua käytettäessä on suodatin aina lopuksi huuhteltava pelkällä vedellä suodattimeen jääneiden ilmakuplien poistamiseksi.

Suodatinmateriaalin karkaaminen huuhtelun aikana on soittautunut hyvin visaiseksi ongelmaksi useilla täysmittakaavaisilla laitoksilla. Materiaalin karkaaminen voi johtua seuraavista seikoista (Jago 1978):

- huuhteluveden nopeus on liian suuri kuljettaen suodatinmateriaalia huuhteluveden poistokouruun
- huuhteluveden poistokouru on liian lähellä suodatinpatjan yläpintaa
- ilmahuuhtelun nopeus on liian suuri, jolloin ilmakuplat kuljettavat suodatinrakeita huuhteluveden poistokouruun
- biologinen kasvu suodatinpatjan sisällä saattaa keventää suodatinrakeita ja aiheuttaa niiden huuhtoutumisen huuhteluveden mukaan.

1.63 Huuhtelumatematiikkaa

Tekijöistä, joiden vaikutuksesta likapartikkelit irtoavat suodatinrakeista, on esitetty kahdenlaisia teorioita. Camp et.al.(1971) on esittänyt, että huuhtelun aiheuttamalla leikkausvoimilla suodatinrakeen ja likapartikkelin välillä on ratkaiseva merkitys huuhtelun tehokkuudelle. Useat muut (Fair et.al. 1954, Kawamura 1975) ovat kuitenkin toista mieltä ja esittävät, että suodatinrakeiden hankaus toisiaan vastaan on merkittävin seikka huuhtelun onnistumiselle. Fair ja Gayer (1954) ovat kehittäneet seuraavan kaavan huuhtelun energiantarpeesta

$$G = \sqrt{\frac{g}{\nu} \cdot (\xi_s - 1) \cdot (1 - p_e) \cdot U_t} \quad (44)$$

p_e on laajentuneen suodattimen huokoisuus

ξ_s on suodatinrakeen tiheys

ν on kinemaattinen viskositeetti

U_t on suodatinrakeiden laskeutumisnopeus

Kawamura (1975) on edellisen kaavan pohjalta kehittänyt suurimmalle mahdolliselle hankausteholle seuraavan kaavan

$$N = n' \cdot n'' \cdot \frac{G}{6} \cdot (d' + d'')^3 \quad (45)$$

n' on d' läpimittaisten suodatinrakeiden lukumäärä tilavuusyksikköä kohden

n'' on d'' läpimittaisten suodatinrakeiden lukumäärä tilavuusyksikköä kohden

Tasaisessa huuhtelussa hankaavat likimain samankokoiset suodatinrakeet toisiaan ja kaavaa (45) voidaan yksinkertaistaa

$$N = 1/3 \cdot G \cdot n^2 \cdot d^3 \quad (46)$$

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu}} \quad (47)$$

P on kulutettu energia annettua vesitilavuutta kohden

μ on veden dynaaminen viskositeetti

P voidaan approksimoida seuraavasti

$$P = v_b \cdot \int \cdot \Delta h \cdot \frac{1 - p_e}{\lambda \cdot (1 - p)} \quad (48)$$

$$p_e = \left(\frac{v_b}{U_t} \right)^{0,22} \quad (49)$$

$$v_b \text{ leikkaus} = 0,4 \cdot U_t \quad (50)$$

Kaava (50) antaa huuhtelunopeuden, jolla saavutetaan suurin mahdollinen leikkausvoima.

Edellä olevan perusteella voidaan laskea suurimman mahdollisen hankaustehokkuuden antava huuhtelunopeus

$$v_b \text{ hankaus} = 0,1 \cdot U_t \quad (51)$$

Tietyillä suodatinmateriaaleilla (esim. $d_{60} = 0,7$ mm) saadaan kaavan (50) perusteella, että suurin mahdollinen leikkausvoima saavutetaan huuhtelunopeudella $v_b = 170$ m/h, joka on lähes kolminkertainen normaalisti käytettyihin huuhtelunopeuksiin verrattuna.

Suurin mahdollinen hankaustehokkuus sensijaan saavutetaan jo huuhtelunopeudella 40 ... 50 m/h. Tämä arvo pätee paremmin käytännöstä saatujen kokemusten kanssa.

Käytettäessä samanaikaista vesi-ilmahuuhtelua ei kaavoja (50) ja (51) voida käyttää v_b :n laskemiseksi.

Huuhteluveden nopeus on sovitettava veden lämpötilassa tapahtuviin muutoksiin vuoden aikana. Normaalilla lämpötila-alueella ovat tiheyden vaihtelut merkityksettömiä, mutta veden viskositeetissa tapahtuvat muutokset on sensijaan huomioitava. Viskositeetin vaikutusta huuhteluveden nopeuteen voidaan arvioida seuraavan kaavan avulla

$$v_b = v_{b20} \cdot (\mu)^{-1/3} \quad (52)$$

Suodatinmateriaalin laajentuminen huuhtelun aikana on hyvin tärkeä tekijä suodattimen puhdistumisen kannalta. Yleisenä nyrkkisääntönä on pidetty, että hiekan tulisi laajentua 40 % ja antrasiitin 25 %, jotta suodatin puhdistuisi tehokkaasti. Käytettäessä vesi-ilmahuuhtelua voidaan joissakin tapauksissa tyytyä suodatinpatjan laajenemiseen 10 %:lla.

Useat tutkijat ovat kehittäneet kaavoja suodatinmateriaalin, laajentumisen ja huuhteluveden nopeuden keskinäisen riippuvuuden arvioimiseksi. Kaavat ovat usein monimutkaisia ja vaikeita soveltaa käytäntöön. Seuraavaksi esitetään Amirtharajahin ja Cleasbyn (Amirtharajah et.al. 1972) kehittämä menetelmä tarvittavan laajentumiskorkeuden arvioimiseksi:

1. Määritetään suodatinmateriaalin d_{60} ja lasketaan pienin suodatinrakeet liikkeelle saava nopeus

$$v_{mf} = \frac{0,00381 \cdot d^{1,81} \cdot [\gamma_f \cdot (\gamma_s - \gamma_f)]^{0,94}}{\mu^{0,88}} \quad (53)$$

2. Määritetään suodatinrakeiden laskeutumisnopeus v_s

$$v_s = 8,45 \cdot v_{mf} \quad (54)$$

ja lasketaan laajentumiskerroin n

$$n = \left(4,35 + 17,5 \cdot \frac{d}{D_t}\right) \cdot Re_o^{-0,03} \quad 0,2 < Re_o < 1 \quad (55)$$

$$n = \left(4,45 + 18 \cdot \frac{d}{D_t}\right) Re_o^{-0,1} \quad 1 < Re_o < 200 \quad (56)$$

$$Re_o = \gamma_f \cdot v_s \cdot d / \mu \quad (57)$$

3. p_{mf} :n ja v_{mf} :n avulla lasketaan vakion k arvo

$$v = k \cdot p^n \quad (58)$$

4. Käytetään edellistä kaavaa laajentuneen suodatinpatjan huokoisuuden määrittämiseen vaaditulla nopeudella v

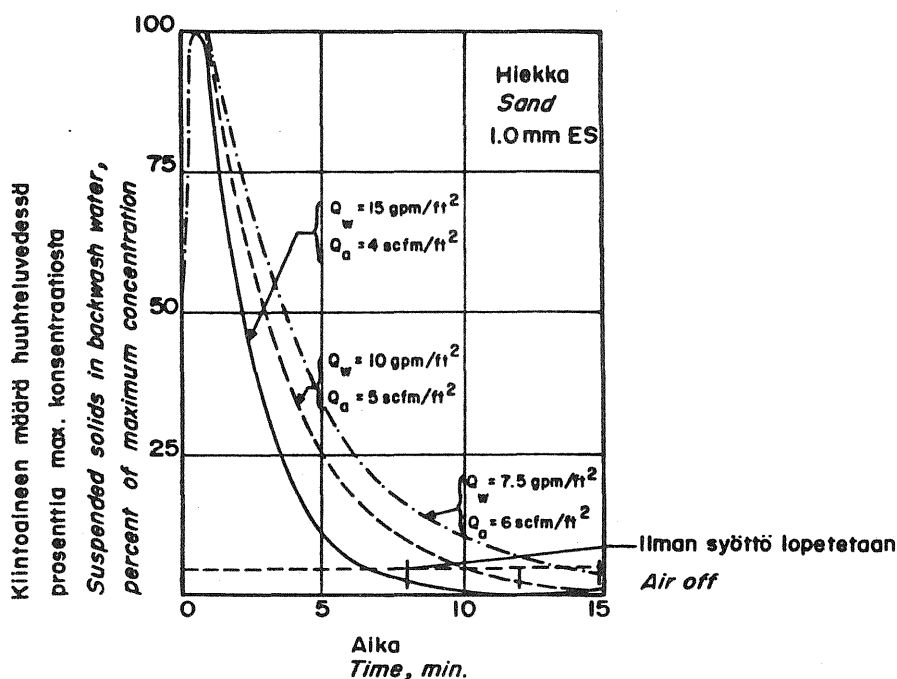
5. Lasketaan laajentuneen suodatinpatjan korkeus l_e

$$l_o \cdot (1 - p_o) = l_e \cdot (1 - p) \quad (59)$$

v_{mf} on pienin suodatinrakeet liikkeelle saava nopeus
 d on suodatinrakeen läpimitta
 γ_f on veden ominaispaino
 γ_s on suodatinrakeen ominaispaino
 μ on veden viskositeetti
 v_s on suodatinrakeen laskeutumisnopeus
 n on laajentumiskerroin
 D_t on suodattimen läpimitta
 ρ_f on veden tiheys
 l_o on suodatinpatjan korkeus ennen laajentumista
 p_o on suodatinpatjan huokoisuus ennen laajentumista
 l_e on suodatinpatjan korkeus laajentumisen jälkeen
 p on suodatinpatjan huokoisuus laajentumisen jälkeen

Edellä kuvattu menetelmä antaa melko tarkkoja tuloksia karkealla hiekalla. Sensijaan esimerkiksi antrasiittisuodattimilla tulokset ovat vain suuntaa antavia.

Huuhtelun tehokkuutta voidaan mitata tarkkailemalla huuhteluveden kiintoainepitoisuutta huuhtelun aikana. Suurin osa suodattimen pidättämästä lika-aineksesta huuhtoutuu pois 3 ... 5 ensimmäisen huuhteluminuutin aikana (kuva 9). Suodattimen pitkäaikaisen toiminnan kannalta on tärkeää, että myös syvällä suodattimen sisällä olevat likapartikkelit poistuvat suodattimesta huuhtelun aikana, eivätkä jää suodattimeen muodostamaan vaikeasti poistettavia lietekasautumia.



KUVA 9. Huuhteluveden kiintoainepitoisuuden kehittyminen käytettäessä vesi-ilmahuuhtelua (Dabah et al 1977)
($1 \text{ gpm/ft}^2 = 2.5 \text{ m}^3/\text{h}$; $1 \text{ scfm/ft}^2 = 18.3 \text{ m}^3/\text{h/m}^2$)

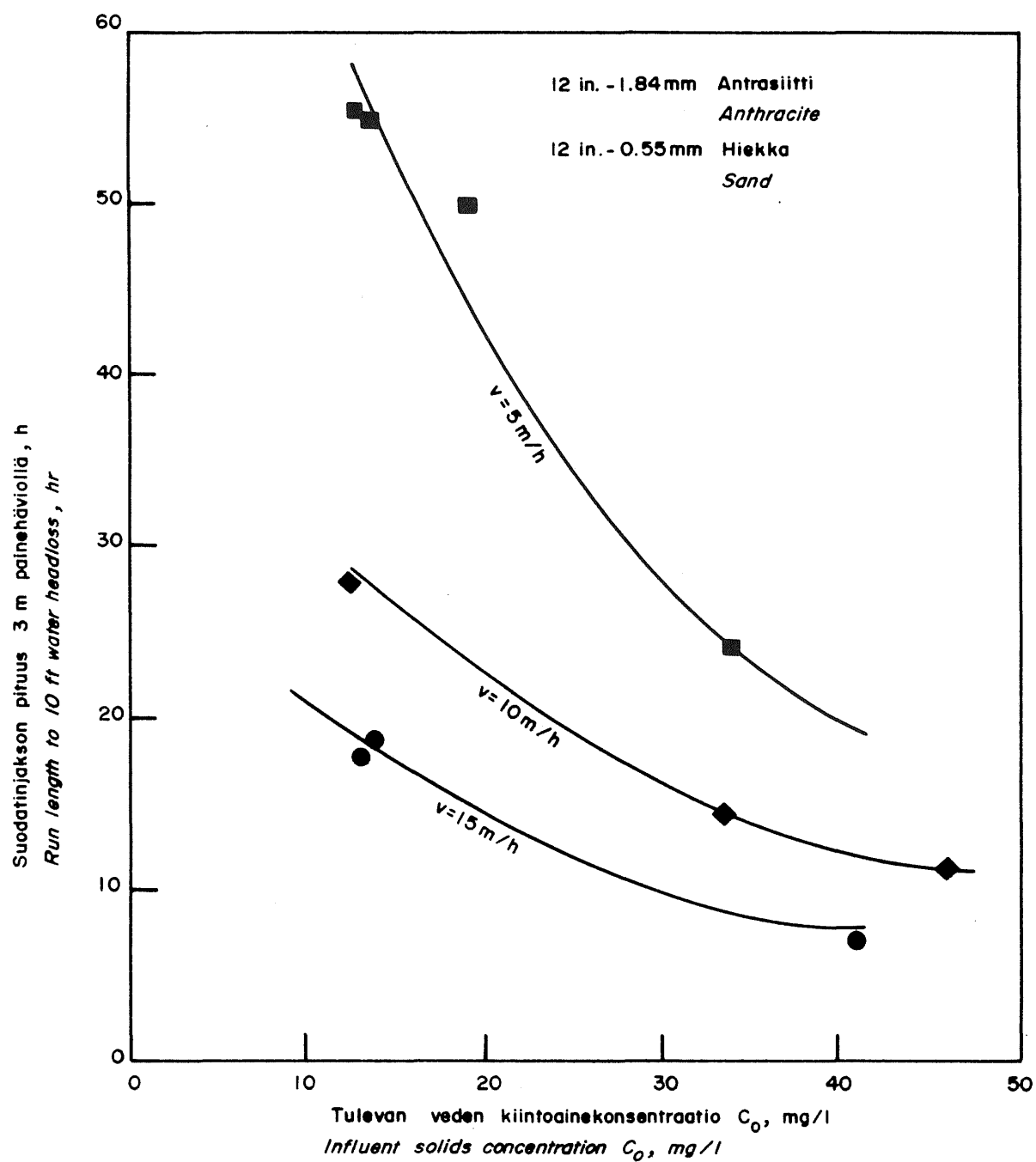
FIG. 9. Suspended solids washout curves when using combined air - water wash

1.7 SUODATTIMEN MITOITUSPARAMETREISTÄ

Suodattimen tärkeimpiä mitoitusparametrejä ovat suodatinmateriaali, raekoko ja suodatusnopeus, joita on edellä käsitelty lähemmin kappaleissa 1.4 ja 1.5 sekä suodattimen syvyys ja suodatusjakson pituus.

Paras tapa suodattimen mitoittamiseksi on tehdä pilot plant-kokeet käsiteltävällä jätevedellä. Kokeiden avulla voidaan laatia suodattimen eri kuormituksia vastaavat suodatusnopeus-suodatinjaksokäyrät (kuva 10), joiden avulla voidaan määrittää suodattimen lopullinen rakenne ja kuormitus.

Suodatinsyvyys vaihtelee suodatintyypistä riippuen 1 ... 2 metriin. Mitä karkeampaa suodatinmateriaali on, sitä syvemmälle



KUVA 10. Suodatusjakson pituuden riippuvuus suodattimelle tulevasta kiintoainekuormituksesta eri suodatusnopeuksilla (EPA 1974)

FIG. 10. Run length vs influent SS cocentration at various flow rates

likahiukkaset siihen tunkeutuvat ja sitä suurempi tulee suodatin-syvyyden olla. Kaksi- ja monikerrossuodattimien syvyys vaihtelee 90 ... 100 cm, käänteissuodattimien syvyys 1,5 ... 1,8 m. Karkeas-ta materiaalista koostuvien yksikerrossuodattimien syvyys saattaa olla yli kaksikin metriä.

Tarvittavaa suodatinpatjan syvyyttä voidaan arvioida seuraavan Fairin kehittämän kaavan avulla

$$l = k_1 \frac{152,4}{T + 10} d^{5/3} \quad (60)$$

l on minimi suodatinsyvyys (cm)

T on lämpötila ($^{\circ}\text{F}$)

k_1 on läpäisevyyskerroin, joka riippuu veden luonteesta

d on raekoko (cm)

Kaavan (60) mukaan suodattimen syvyys riippuu pääasiassa raekoosta. Läpäisevyyskerroin k_1 arvoja on esitetty kirjallisuudessa hyvin vähän.

Kaava (60) koskee vain samankokoisesta hiekasta koostuvia suodat-timia. Vaihtelevasta raekoosta muodostuneen suodatinpatjan syvyyt-tä voidaan arvioida seuraavalla kaavalla (raekoon oletetaan olevan normaalijakautuneen)

$$l = k_1 \frac{152,4}{T + 10} ES^{5/3} \cdot F_1 \quad (61)$$

ES on tehokas raekoko d_{10}

F_1 on kerroin (taulukko 1)

UC on tasaisuusluku d_{60}/d_{10}

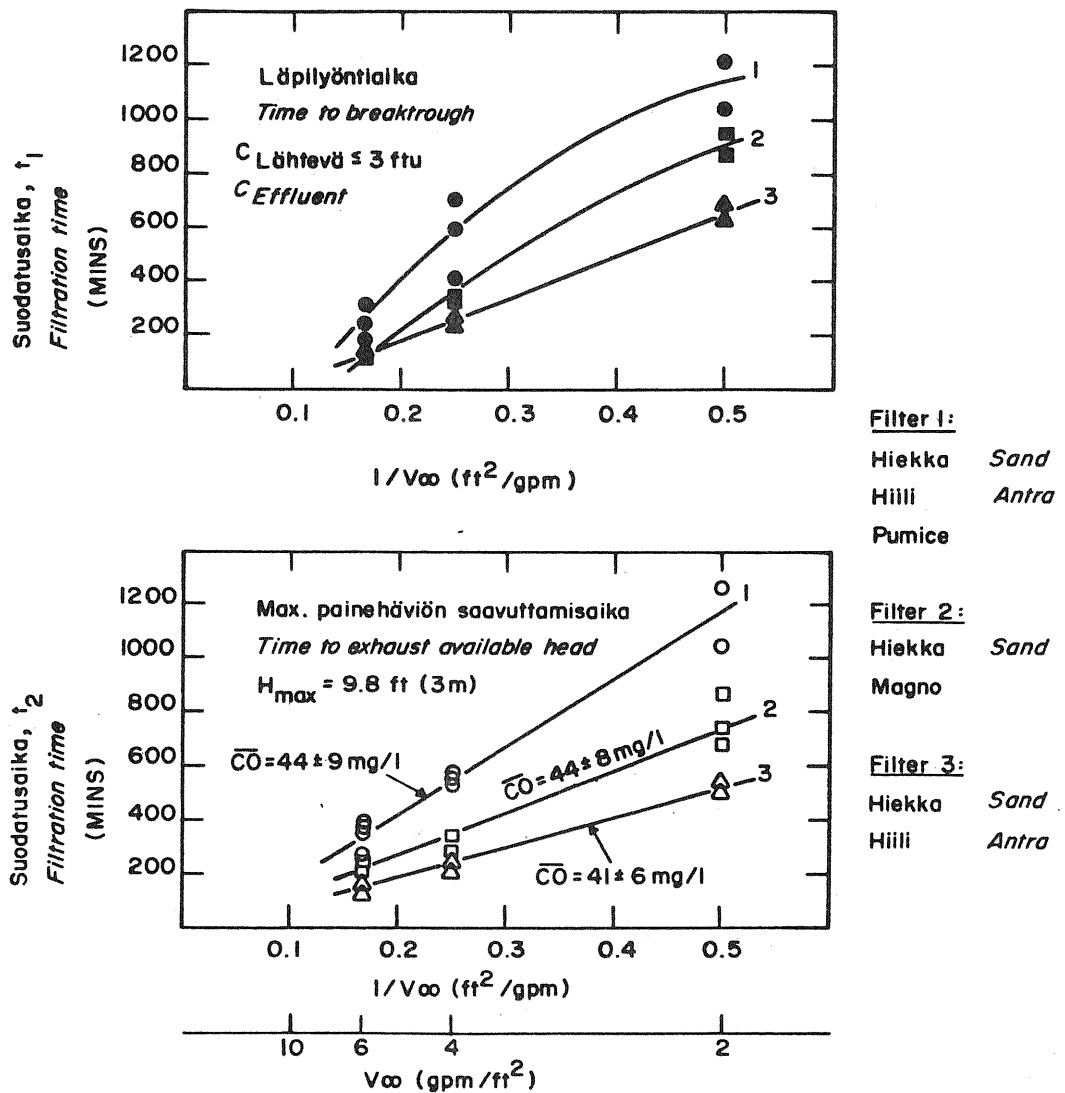
$$F_1 = UC^{1,3} - 1,32 \log UC^{0,652} \quad (62)$$

Suodatinjakson pituuden määrääjäksi voidaan valita joko lähtevän veden pitoisuusraja-arvojen ylittyminen (ns. breakthrough) tai ennalta sovitun suodatinvastuksen saavuttaminen. Edellisen tapauksen saavuttamisaikaa kuvataan parametrilla t_1 ja jälkimmäisen parametrilla t_2 . Suodattimen optimitilanne saavutetaan, kun suurimman sallitun suodatinvastuksen kehittymisaika on yhtä suuri kuin lähtevän veden pitoisuusraja-arvon ylittymisaika eli $t_1 = t_2$.

t_1 ja t_2 riippuvat suodatettavan veden kiintoainemäärästä, flokin vahvuudesta ja koosta, suodatinmateriaalin ominaisuuksista sekä suodatusnopeudesta (Kavanaugh et. al. 1977) ja niiden määrittäminen käy parhaiten pilot plant-kokeiden avulla (kuvat 11 ja 12).

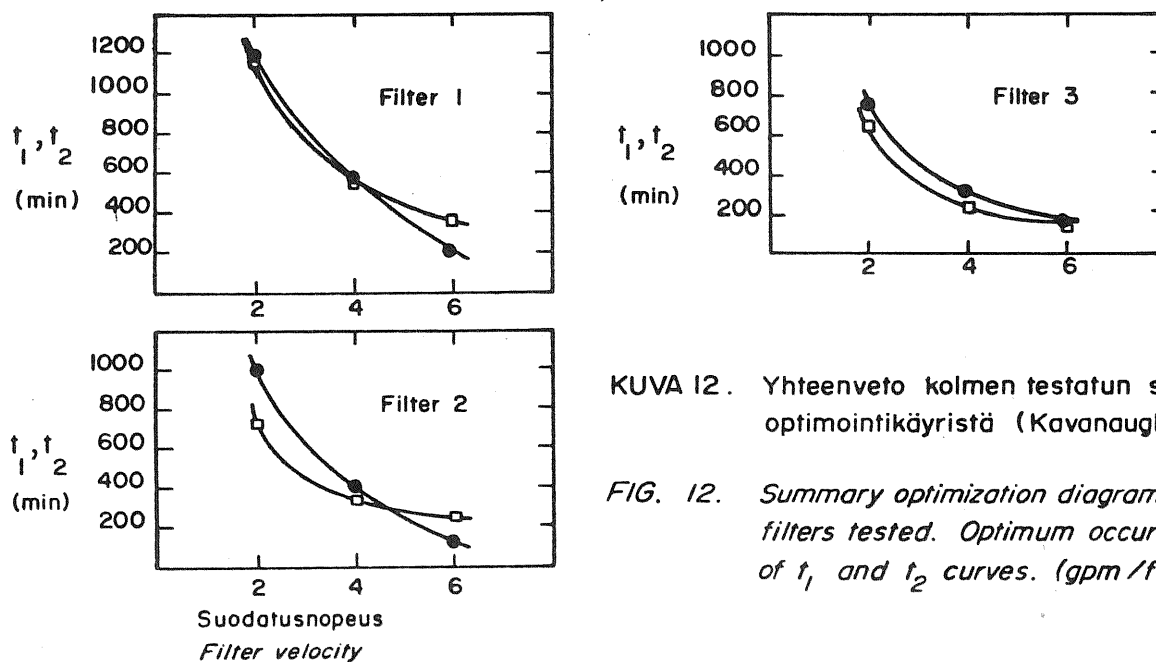
Jos $t_1 > t_2$ määräytyy huuhteluhetki lähtevän veden heikon laadun perusteella. Tällöin jää suodattimelle vielä käyttämätöntä painehäviötä ja sen toiminta ei ole taloudellista. Tilannetta voidaan parantaa suodattimen raekokoa pienentämällä, jolloin painehäviön kehittyminen nopeutuu ja toisaalta lähtevän veden laatu pysyy pitkempään sallituissa rajoissa. Samansuuntaisiin tuloksiin päästään myös suodattimen syvyyttä lisäämällä.

Jos $t_1 < t_2$ määräytyy suodatusjakson pituus painehäviön kehittymisen perusteella. Tällaisissa tapauksissa taloudellisempaan tilanteeseen päästään raekokoa suurentamalla tai samanaikaisella raekoon suurentamisella ja syvyyden lisäämisellä. Voidaan myös harkita useampikerroksisiin suodattimiin siirtymistä, jos edellä mainituilla keinoilla ei tilannetta saada hallintaan.



KUVA 11. Aikojen t_1 ja t_2 saavuttamisen riippuvuus suodatusnopeudesta (Kavanaugh et al 1977)

FIG. 11. Dependence of time to reach breakthrough, t_1 and time to exhaust available head, t_2 on filtration rate ($\text{gpm/ft}^2 \times 2.5 = \text{m/h}$)



KUVA 12. Yhteenvedo kolmen testatun suodattimen optimointikäyristä (Kavanaugh et al 1977)

FIG. 12. Summary optimization diagram for three filters tested. Optimum occurs at intersection of t_1 and t_2 curves. ($\text{gpm/ft}^2 \times 2.5 = \text{m/h}$)

2. ASUMISJÄTEVESIEN KEMIAALLISESTA KÄSITTELYSTÄ JA SUODATUKSESTA

2.1 FOSFORIN ESIINTYMINEN JÄTEVEDESSÄ

Fosfori esiintyy jätevedessä eri yhdisteinä liuenneena ja kiinto-aineeseen sitoutuneena. Eri yhdisteiden esiintyminen ja sitoutumisaste riippuu suuresti vallitsevista olosuhteista, mutta keskimäärin voidaan asumisjäteveden kokonaisfosforin olettaa esiintyvän seuraavasti jakautuneena:

Taulukko 3. Käsittelemättömän asumisjäteveden kokonaisfosforin jakautuminen eri yhdisteisiin (Jenkins et.al. 1971).

Table 3. Distribution of tot.-P in raw wastewater.

Yhdiste Compound	%	Pitoisuus Concentration g mol/l
Orto PO_4^{-3}	50	$1,6 \times 10^{-4}$
Tripoly $\text{P}_3\text{O}_{10}^{-5}$	30	$3,2 \times 10^{-5}$
Pyro P_2O_7	10	$1,6 \times 10^{-5}$
Org	10	$3,2 \times 10^{-5}$

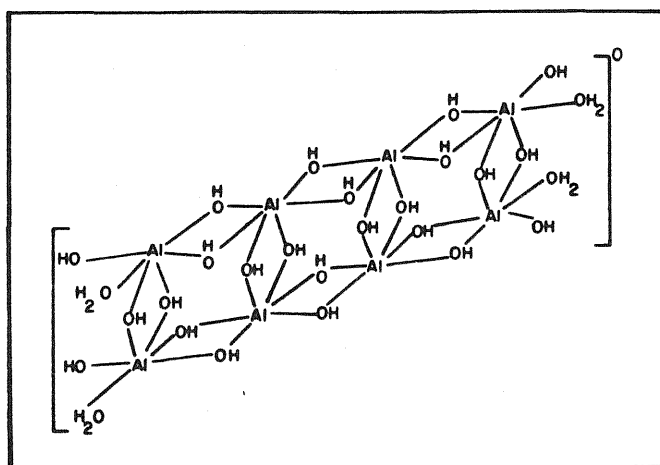
Tärkeimmät jäteveden fosforiyhdisteet ovat orto- ja tripolyfosfaatti, joiden yhteinen osuus jäteveden kokonaisfosforista on keskimäärin 80 %. Jätevedessä ne esiintyvät liuenneessa muodossa. Jotta liukoinen fosfori saataisiin poistettua jätevedestä, on se saatettava kiinteään muotoon saostuskemikaalien avulla.

2.2 JÄTEVEDEN LIKA-AINESTEN SAOSTUKSESTA

Jäteveden kemiallisen puhdistuksen tarkoituksena on saostaa jätevedessä esiintyvät ravinteet, kuten fosfori ja typpi sekä saattaa jätevedessä esiintyvät erilaiset kolloidiset systeemit sellaiseen muotoon, että ne voidaan poistaa selkeytyksessä tai suodatuksessa.

Yleisimmin käytetään ravinteiden saostukseen alumiini- ja rautasuoloja. Lisättäessä alumiinisulfaattia jäteveteen muodostuu siihen dissosioitumisen ja hydrolyysin kautta hydraatti-ioni $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$. Jos liuoksessa on edelleen riittävästi hydroksidi-ioneja, liittyvät nämä hydraatti-ioniin, kunnes syntyy niukka-liukoinen yhdiste $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3$, joka saostuu. Hydrolyysi voi jatkua vielä tästäkin eteenpäin, jolloin syntyy negatiivisesti varautunut ioni $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_4^-$, joka liukenee veteen.

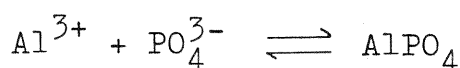
Alumiinihydraattihydroksi-ioneilla on taipumus polymerisoidua suuremmiksi polymeerikationeiksi, kuten esim. $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{24}^{4+}$ ja $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ (kuva 13). Näiden koon kasvaessa ne lopulta tulevat silmillä nähtäviksi flokeiksi.



KUVA 13. Esimerkki alumiinihydraattihydroksiketjusta (Grutsch et al 1977)

FIG. 13. Example of a complex that may exist in precipitated hydrous aluminum oxide polymers

Samoin kuin OH^- ja H_2O -ionit reagoivat metalli-ionien kanssa, voivat myös fosfaatti-ionit H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} ja PO_4^{3-} kiinnittyä hydrolysoituneisiin metalli-ioneihin. PO_4^{3-} -ioni reagoi alumiinin kanssa seuraavasti



Syntynyt yhdiste on niukkaliukoinen ja saostuu. Todellisuudessa reaktio ei ole näin yksinkertainen, vaan erilaisten hydrolysoituneiden alumiini-ionien ja eri fosfaatti-ionien välisiä reaktioita tapahtuu kaikkia samanaikaisesti.

Kolmiarvoisen raudan reaktiot ovat analogiset kolmiarvoisen alumiinin reaktioiden kanssa.

Jätevedessä esiintyy erilaisia kolloidisia hiukkasia (taulukko 4), jotka jätevedestä poistamista varten on ensin destabiloitava.

Taulukko 4. Kolloidihiukkasten destabiloinnin yhteydessä esiintyviä dimensioita (Grutsch et.al. 1977).

Table 4. Dimensions involved in colloid destabilization.

Kolloidihiukkasia Some Colloidal Systems	Läpimitta, Å Diameter
Color Bodies	50 - 1 000
Inert Colloids (clay, silt, inorganic salts, etc.)	1 000 - 30 000
Emulsions	2 000 - 100 000
Bacteria	5 000 - 100 000
Algae	50 000 - 8 000 000
Kationeja Cations	
Na ⁺	1,9
Ca ⁺⁺	2
Mg ⁺⁺	1,3
Al ⁺⁺⁺	1
Polyelektrolyyttejä Polyelectrolytes	
Potential Tunnel	7 - 11
Chain Length, 100 000 - 15 000 000 M.W.	250 000 - 40 000 000
Sähköinen kaksoiskerros Electrical Double Layer	
Range of Expected Values	5 - 100
Expected Typical in Refinery	30
Liuos Solvent	
H ₂ O	4

Kolloidisten hiukkasten destabilointi voidaan toteuttaa neljän eri mekanismin avulla:

- "Sweep flocc"-mekanismi, jossa kolloidihiukkaset vangitaan syntyvien kemiallisten flokkien sisään
- neutralointi, jossa kolloidihiukkasen z-potentiaali neutraloidaan lähelle nollaa
- sillanmuodostus polymeerien avulla
- neutralointi adsorption avulla

"Sweep-floc"-mekanismi vaatii suuren koagulanttiannostuksen.

Usein annostus on niin suuri verrattuna erottuvien kolloidien määrään, että näiden ominaisuudet häviävät kokonaan. Koagulanttimäärä voi normaalisti nousta 5 ... 40 kertaiseksi siihen määrään verrattuna, joka tarvittaisiin adsorption aikaansaamiseksi. Koagulantteina käytetyt alumiini- ja rautasuolat muodostavat hydrolyysituotteita, jotka adsorboituvat kolloidihiukkasten rajapintoihin, jolloin nämä destabiloituvat. Destabiloidut kolloidihiukkaset ovat jatkuvassa Brownin-liikkeessä ja joutuvat näin toistensa kanssa kosketuksiin flokkautuen. Tämä destabilointimenetelmä tuottaa suuren määrän lietettä ja lyhentää siten suodatuksen yhteydessä käytettäessä huomattavasti suodatusjaksoja.

z-potentiaalin vähentäminen saadaan aikaan elektrolyytin avulla.

z-potentiaalia pienentämällä voidaan kaksi partikkelia saattaa niin lähelle toisiaan, että Van der Waalsin voimat sitovat ne yhteen. z-potentiaalin pienentäminen on tehokas keino kontaktisuodatuksen yhteydessä. On kuitenkin esitetty, että näin muodostunut flokki on rakenteeltaan heikko hydraulisia leikkausvoimia vastaan.

Sillanmuodostus orgaanista tai epäorgaanista polymeeria käyttäen kiinnittää kaksi tai useampia kolloidisia partikkeleita toisiinsa muodostaen flokkeja. Polymeerin käyttö edesauttaa kemiallista alkuperää olevia vetovoimia kumoamaan elektrostaattisten hylkimisvoimien vaikutuksen. Siten voidaan esimerkiksi heikosti anionista polymeeria käyttäen muodostaa flokkeja negatiivisesti varautuneista partikkeleista. Tällaiset flokit voivat olla hyvin vahvoja hydraulisia leikkausvoimia vastaan, mistä on suurta hyötyä varsinkin kontaktisuodatukselle.

Sähkövarauksen kumoaminen adsorption avulla ei merkittävästi eroa edellä kuvatuista mekanismeista. Kolloidishiukkasissa ei tapahdu usein pelkästään sähkövarauksen kumoutuminen, vaan varaus saattaa muuttua jopa vastakkaismerkkiseksi.

2.3 POLYMEERIEN KÄYTÖSTÄ LIKA-AINESTEN SAOSTUKSESSA

Polymeerit voidaan luokitella anionisiin, kationisiin ja varauksettomiin. Lisäksi ne voidaan syntyperänsä mukaan jakaa luonnollisiin ja synteettisiin. Luonnolliset polymeerit voivat olla esimerkiksi tärkkelys- tai selluloosapohjaisia. Tavallisesti ne ovat rakentuneet polysakkariidirungon ympärille ja karboksyyli-ryhmästä johtuen ne ovat anionisia.

Polymerien käyttö jätevesitekniikassa voidaan luokitella kolmeen ryhmään:

1. Polymeerit toimivat koagulanttina ja neutraloivat jäteveden likapartikkelit. Koska partikkelit ovat tavallisesti negatiivisesti varautuneita, käytetään tällöin kationista polymeeria. Käytettäessä polymeeria suodatuksen yhteydessä, toimii suodattimen ylin osa tehokkaana flokkaustilana. Muuntelemalla polymeerin syöttökoh-
taa voidaan erottuvan materiaalin tunkeutumisvyöhytettä vaihdella tietyissä rajoissa.
2. Polymeeri toimii sillanmuodostajana muodostaen kolmiulotteisen rakennelman yhdessä jäteveden likapartikkeleiden kanssa. Muodostunut flokki voidaan sitten erottaa esimerkiksi suodatuksen avulla. Tällöin käytetään tavallisesti anionisia tai nonionisia polymeereja.
3. Käytettäessä suuren molekyyli-painon omaavia kationisia polymeereja syntyy koagulaatio-sillanmuodostusilmiö. Tällöin polymeeri toimii sekä neutraloijana että sillanmuodostajana.

Yleensä saavutetaan paras tulos syöttämällä polymeeria isoelektrisen pisteen osoittama määrä. Liian suuri annostus antaa yhtä huonon tuloksen kuin liian pieni. Tchobanoglous (1970) on osoittanut,

että kationisilla polymeereilla ei aina saavuteta parasta tulosta isoelektristä pistettä vastaavalla polymeerisyötöllä, vaan paras tulos saavutetaan, kun likapartikkeleiden varaus polymeerisyötön jälkeen on $-0,6 \dots -0,2$ m/s/v/cm.

Tärkeitä seikkoja polymeerin tehokkuudelle suodatuksessa ovat molekyylipaino ja rakenne, toivottu reduktioaste, sekoitusolosuhteet ja flokkautumisaste.

2.4 KEMIALLISTEN JÄTEVESIFLOKIN SUODATUKSESTA

Jätevesien suodatus voidaan käsiteltävien jätevesien ominaisuuksien mukaan jakaa biologisesti käsiteltyjen, kemiallisesti käsiteltyjen ja biologis-kemiallisesti käsiteltyjen jätevesien suodatukseseen. Jätevesien suodatusta koskeva tutkimus on keskittynyt biologisesti käsiteltyjen jätevesien suodatukseseen, ja aivan muuttaman viime vuoden aikana on jonkin verran ryhdytty tutkimaan myös kahta jälkimmäistä ryhmää. Tästä syystä on kemiallisesti ja biologis-kemiallisesti käsiteltyjen jätevesien suodatksesta löydettävissä melko niukalti tietoja kirjallisuudesta.

Jäteveden kemiallisessa käsittelyssä syntyvä kiintoaine on fyysikaalisilta ja kemiallisilta ominaisuuksiltaan erilaista kuin biologisesti syntyvä kiintoaine. Suodatuksen kannalta tärkein ero on kemiallisen flokin huomattavasti heikompi kestävyys mekaanisista rasitusta vastaan. Tätä kestävyyseroa voidaan kuvata vaikkapa suurimmalla sallitulla painehäviöllä suodattimessa, jolloin biologiselle flokille voidaan sallia aina 9 m suuruisia painehäviöitä, kun sensijaan kemiallisella flokillä on painehäviö rajoitettava 1 ... 2 metriin (EPA 1975). Kemiallisen ja biologisen flokin kestävyyseroa kuvaa myös Hudsonin (1959) kehittämä läpilyönti-indeksi K

$$K = v \cdot d^3 \cdot H / L \quad (63)$$

v on suodatusnopeus (gpm/ft²)

H on läpilyöntivaiheen painehäviö (ft)

d on tehokas raekoko ES (mm)

L on suodatinsyvyys (ft)

Misaka et.al. (1969) ovat kokeissaan saaneet biologisella flokillä läpilyönti-indeksin K arvoksi 13,7, kun sensijaan alumiini- ja rautaflokillä vastaava arvo on ollut 0,3 ... 3,6.

Kemiallisen flokin heikosta rakenteesta johtuen syntyy hienorakeista materiaaleista valmistetuissa suodattimissa varsinkin pienillä suodatusnopeuksilla ns. pintakakku eli likahiukkasten pidätyminen tapahtuu vain aivan suodattimen pintaosassa, ja suurin osa suodattimen kapasiteettia jää käyttämättä. Tästä on seurauksena nopea suodatinvastuksen kasvu ja lyhyt suodatusjakso. Tämän vuoksi tulisi suodattimen pintamateriaalin olla riittävän karkeaa ja suodatusnopeuden niin suuri, ettei pintakakun aiheuttavaa siivilöitymistä pääse liian suuressa määrin tapahtumaan. Koska flokki on kuitenkin rakenteeltaan heikko ja helposti rikkoutuva, tulisi suodatinmateriaalin olla riittävän hienoa, jotteivät mahdollisesti osittain rikkoutuneet flokit huuhtoutuisi suodattimen läpi ja huo- nontaisi lähtevän veden laatua.

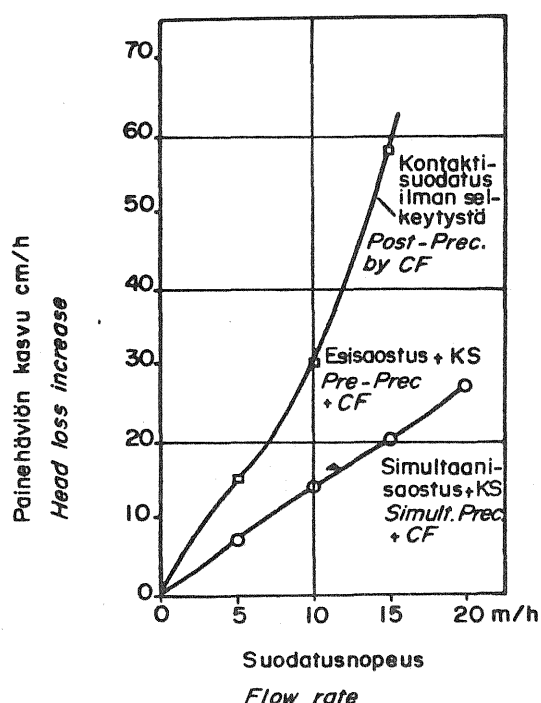
Maxwellin et.al. (1977) mukaan selkeytys ennen suodatusta vähentää suodattimelle tulevaa kiintoainekuormitusta siinä määrin, että suodatinpatjan syvyyden ja karkean materiaalin suoman suuren varastoitumistilakriteerin merkitys vähenee, ja lähtevän veden laatuksiteerin merkitys kasvaa. Tällöin tarvitaan hienoa suodatinmateriaalia ja matalaa suodatinpatjaa.

Kavanaugh et.al. (1977) pitävät kemiallisesti käsitellyillä jätevesillä suodatusnopeuden ylärajana 10 m/h ja mitoitusnopeutena 4 ... 5 m/h, jolloin normaalilla, alle 50 mg SS/l, kiintoainekuormituksella päästään 15 ... 24 h suodatusjaksoihin. Andersson et.al. (1974) ovat tehneet tutkimuksia alumiinisaostetuilla jätevesillä ja 1,4 m syvällä hiekkasuodattimella ($ES = 0,95$ mm, $UC = 1,32$). He ovat käyttäneet suodatusnopeutena 11 m/h ja suurimpana sallittuna painehäviönä 1,5 m, jolloin he ovat lähtevän veden laadussa päässeet alle 0,5 mg P/l suodatusjakson vaihdellessa 6 ... 10 h. Selkeytyksen onnistumisesta ja siis suodattimen kuormituksesta riippuen voidaan päästä jopa alle 0,2 mg P/l lähtevän veden pitoisuuksiin.

Kemiallisesti käsiteltyjen jätevesien suodatusta koskevan tutkimuksen päähuomio on keskittynyt kontaktisuodatuksen. Siinä

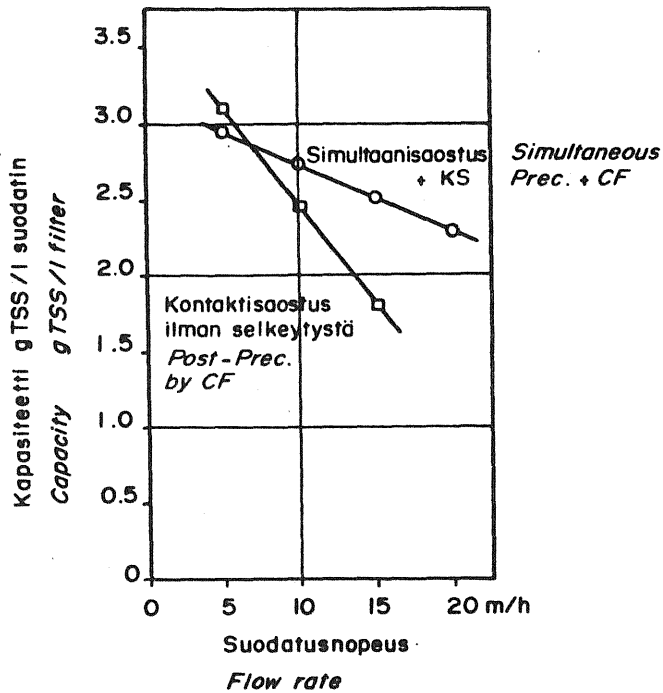
saostuskemikaalit syötetään jätevedeen juuri ennen suodatusta, ja flokkautuminen tapahtuu vielä osittain suodattimessa. Kiintoainekuormitus, jonka yläpuolella kontaktisuodatus ei ole taloudellista, riippuu suspension luonteesta kuten kokojakautumasta, tilavuuskonsentraatiosta ja flokin vahvuudesta sekä suodattimen suunnitteluparametreista kuten kerrosten raekokojakautumasta, koostumuksesta, syvyydestä ja suodatusnopeudesta. Kavanaugh et.al.(1977) pitävät kiintoainekuormituksen ylärajana kontaktisuodatuksessa 50 mg SS/l, joskin jopa 125 mg TSS/l sisältävää jokivettä on kontaktisuodatettu hyvin tuloksin.

Boller ja Kavanaugh (1977) ovat tekemissään kontaktisuodatuskokeissa havainneet, ettei eri suodatinmateriaaleilla ja suodatusnopeuksilla ole tilastollista vaikutusta lähtevän veden laatuun, mutta suodatusnopeuden lisääminen vaikuttaa ratkaisevasti suodatinvasituksen kasvuun (kuva 14). Myös suodattimen kiintoaineen pidätyskyvyllä ja suodatusnopeudella havaittiin olevan voimakas korrelaatio (kuva 15).



KUVA 14. Painehäviön kasvun riippuvuus suodatusnopeudesta (Boller et al 1977)

FIG. 14. Head loss increase versus flow rate



KUVA 15. Suodattimen kiintoaineen varastoimiskapasiteetin riippuvuus suodatusnopeudesta (Boller et al 1977)

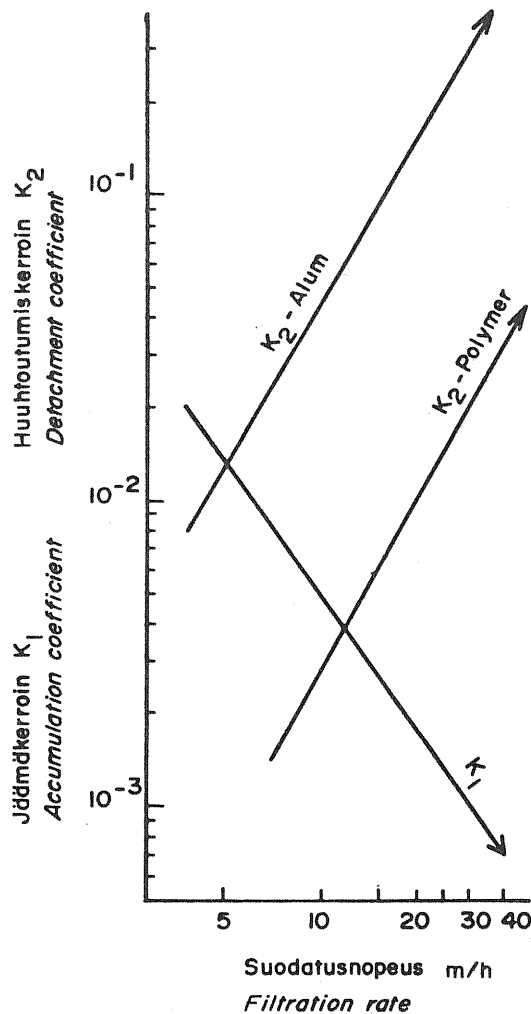
FIG. 15. Measured filter capacity determined from backwash water versus filtration rate

Kirkpatrick et. al (1978) ovat havainneet kontaktisuodatuksen vähentävän huomattavasti bakteerien ja virusten määrää suodatetussa jätevedessä. He ovat käyttäneet saostuskemikaaleina 5 ... 7 mg Al/l ja 0,01 mg/l anionista polymeeria. Samansuuntaisiin tuloksiin ovat päätyneet myös Maxwell et.al. (1977).

Saostuskemikaaleina kontaktisuodatuksessa käytetään yleisimmin alumiini- ja rautasuoloja. Kalkin käyttöä saostuskemikaalina ei suositella, koska se johtaa karbonaattien muodostumiseen suodattimessa (Lukinyh et.al. 1975). Kemiallisen flokin vahvistamiseksi voidaan syöttää sähköisesti varautunutta tai varauksetonta polymeeria. Tarpeettoman suuret polymeeriannostukset aiheuttavat nopean suodatinvastuksen kehittymisen, mistä syystä annostus tulisi rajoittaa alle 0,5 mg/l (Boller et.al. 1977).

Adin ja Rebhun (1977) ovat kehittäneet kaksi mielenkiintoista kerrointa, jäämäkertojen K_1 ja huuhtoutumis (lossryckning)-

kertoimen K_2 , joiden avulla on mahdollista tarkastella eri kemikaalien vaikutusta flokin vahvuuteen. He mm. osoittavat, että K_2 :n arvo käytettäessä alumiinisulfaattia on moninkertaisesti korkeampi kuin vastaava kerroin käytettäessä polymeeria. K_1 :n arvo on sensijaan samaan luokkaa molemmissa tapauksissa (kuva 16).



KUVA 16. Jäämäkerroimen K_1 ja huuhtoutumiskerroimen K_2 riippuvuus suodatusnopeudesta ja saostuskemikaalista (Adin et al 1977)

FIG. 16. Accumulation and detachent parameters as a function of flow rate and flocculant type

Lähtevän veden liukoisen fosforin määrä on voimakkaasti riippuvainen kemikaalisyötöstä ja siten riippuvainen kemikaalin ja liukoisen fosforin suhteesta suodattimelle tulevassa vedessä. $\text{Fe}/\text{P}_\text{S}$ -suhteena on eri kokeissa käytetty esikäsittelystä riippuen 1,5 ... 3 (taulukko 5).

Taulukko 5. Saostuskemikaalin annostusmäärän valinta kontaktisuodatuksessa esikäsittelystä riippuen (Boller et.al. 1977).

Table 5. Selection of dose of precipitant in filtration step.

Käsittelyprosessi Process Combination	P_{tin} mg/l	P_{sin} mg/l	$\text{Fe}/\text{P}_\text{S}$	Fe(III) mg/l
Esisaostus + kont.suod. Pre-Prec. + CF	1,08	0,76	2,9	4,0
Simultaanisaostus + kont.suod. Sim.-Prec. + CF	1,43	0,74	1,9	2,5
Aktiiviliete + kont.suod. Aktiv.sludge + CF	4,55	3,10	2,0	11,0

Kontaktisuodatuksen käyttö jälkiselkeytyksen asemesta on suositeltavaa vain, kun suodattimelle tulevan veden $\text{P}_{\text{tot}} \leq 4$ mg/l nopean suodatinvastuksen kehittymisen vuoksi. Parhaiten kontaktisuodatus näyttää sopivan simultaanisaostettujen jätevesien jälkipuhdistukseen (Boller et.al.1977).

Kontaktisuodatuksella päästään helposti yli 80 % poistumaan kiintoaineen ja fosforin osalta. Tavallisesti 1 mg SS/l -poistumaa vastaa 0,5 ... 0,75 mg BOD/l -poistuma (Barrett 1971).

Varsinkin suurten fosforikuormien yhteydessä, jolloin suodattimelle tulevan suuren kiintoainekuorman johdosta suodatusjaksot jäävät lyhyiksi, ja suodattimen nettovedentuotanto jää vähäiseksi, ei kontaktisuodatus voi täysin korvata flokkaus/selkeytys-prosessia jälkisaostuksessa. Keskinäinen paremmuus ratkeaa usein vasta taloudellisten laskelmien jälkeen. Kysymykseen voi tulla myös yhdistetty flokkaus/selkeytys-prosessi varustettuna suodatuksella, jolloin selkeytysallas voidaan alimitoitaa ja siirtää osa sen kuormituksesta suodattimelle.

3. SUODATUSKOKKEET RANTASALMEN JÄTEVEDENPUHDISTAMOLLA

3.1 PUHDISTAMON KUVAUS JA AIKAISEMPI TOIMINTA

3.11 Puhdistamon kuvaus

Tutkimukseen liittyvät kokeet suoritettiin 2.5.-19.10.1979 välisenä aikana Rantasalmen kunnan Kirkonkylän jätevedenpuhdistamolla. Puhdistamo on otettu käyttöön vuonna 1973, jolloin se korvasi aikaisemmin puhdistamona toimineen jätevesilammikon.

Puhdistamo on tyypiltään suorasaostuslaitos, jossa saostuskemikaalina käytetään alumiinisulfaattia. Puhdistettava jätevesi on luonteeltaan tavanomaista asumisjätevettä sisältäen kuitenkin noin neljänneksen verran Rantasalmen meijerin jätevesiä, jotka nostavat varsinkin jäteveden BHK₇-kuormituksen korkeaksi.

Puhdistamolle tulevat jätevedet pumpataan tulopumppaamolta esiselkeytykseen, jona toimii 400 m³ suuruinen entisestä jätevesilammikosta maapadolla eristetty maa-allas. Selkeytysaltan pintakuorma on 0,03 m/h ja viipymä 1,7 ... 2 d.

Esiselkeytyksestä jätevedet pumpataan mekaanisilla hämmentimillä varustettuihin hämmennysaltaisiin, joita on 3 kpl sarjassa. Alumiinisulfaatti syötetään märkäsyöttönä ensimmäiseen hämmennysaltaaseen. Kemikaalisyötön ohjaus tapahtuu virtaaman mukaan. Keskimääräinen kemikaalinkulutus laitoksella on ollut 40 kg/d eli noin 200 g Al₂SO₃/m³ jätevettä.

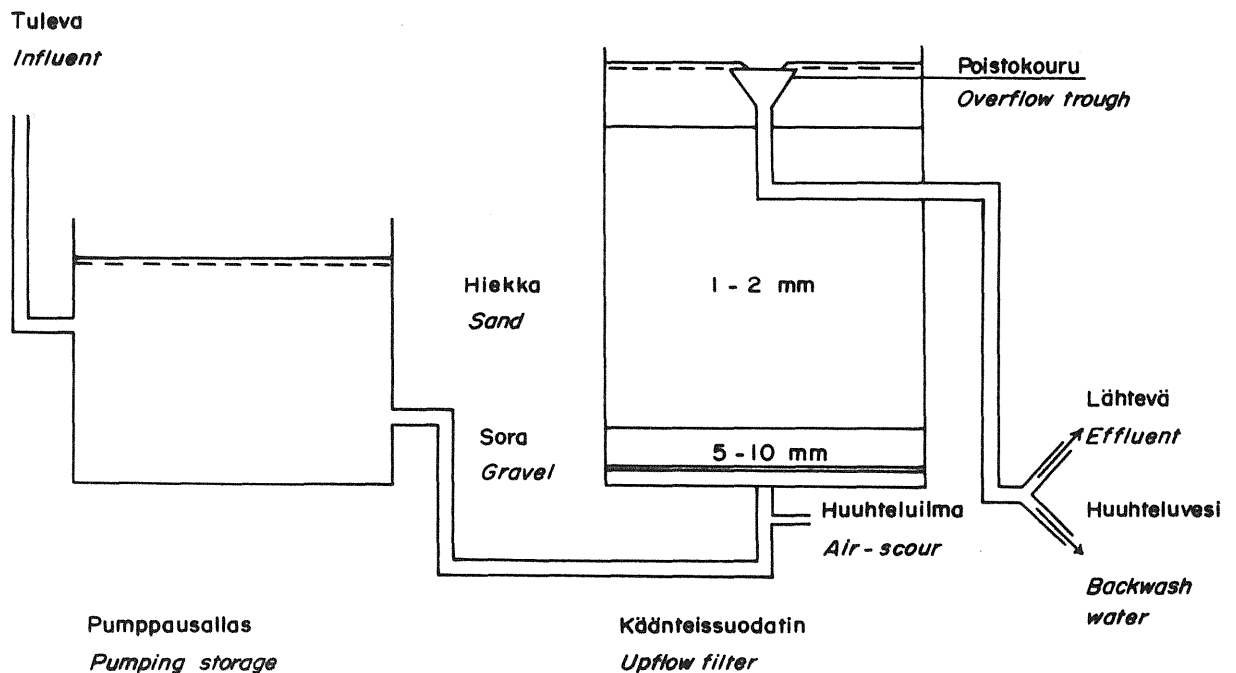
Hämmennysyksikkö samoin kuin selkeytysyksikkökin ovat teräsrakenteisia ja sijoitettu kokonaan maan päälle. Hämmennysyksiköstä tuleva jätevesi selkeytetään flotaatioselkeytysperiaatteella johtamalla selkeytysaltan alkupäähän ilmalla kyllästettyä dispersiovettä. Selkeytysaltan pintaan noussut liete kerätään pintakaapimen avulla lietekouruun ja siitä edelleen lietealtaaseen tiivistymään.

Flotaatioselkeytyksestä jätevesi johdetaan pumppausaltaaseen, josta se jaksottain pumpataan suodattimen kautta purkuvesistöön.

Suodatin on toimintaperiaatteeltaan käänteissuodatin. Sen pinta-ala on $2,3 \text{ m}^2$ ja suodatinmateriaalin raekoko on $1 \dots 2 \text{ mm}$. Suodatinpatjan korkeus on $1,6 \text{ m}$. Suodattimen alusrakenteena on tiheäsilmainen teräsverkko, jonka päällä ennen varsinaista suodatinkerrosta on noin 20 cm paksuudelta $5 \dots 10 \text{ mm}$ raekoon omaavaa soraa.

Suodattimen huuhteluun käytetään kemiallisesti puhdistettua, mutta suodattamatonta jätevettä sekä ilmaa. Vesihuuhtelun nopeutena käytetään 20 m/h ja huuhtelun kesto on $2 \times 3 \text{ min}$. Ilmahuuhtelu aloitetaan muutama minuutti ennen vesihuuhtelua ja suljetaan toisen vesihuuhtelukerran alkaessa. Ilmahuuhtelun paine on 8 kg/cm^2 ja ilman tuotto 220 l/min . Huuhteluvesi johdetaan puhdistusprosessin alkuun etuselkeytysaltaaseen.

Liitteessä 1 on esitetty puhdistamon yleiskuva ja prosessikaavio.



KUVA 17. Periaatekuva kokeissa käytetystä suodattimesta

FIG. 17. Schematic diagram of the filter used in Rantasalmi research project

3.12 Puhdistamon toiminta ennen tutkimuksen aloittamista

Puhdistamon toimintaa on seurattu sekä velvoitetarkkailun että vesipiirin vesitoimiston ja vesihallituksen tutkimusten avulla. Muutaman kuukauden ajan puhdistamo toimi moitteettomasti täyttäen sille asetetut vaatimukset. Myöhemmin puhdistamolla alkoi kuitenkin ilmetä korroosiovahinkoja huonon tuuletuksen seurauksena sekä vaikeuksia flotaatioyksikön toiminnassa ja suodatuksessa.

Taulukossa 6 on esitetty velvoitetarkkailun ja vesitoimiston omien tutkimusten tuloksista yhteenveto vuosilta 1973 - 1978. Tulevan jäteveden näyte on otettu ennen selkeytysallasta ja lähtevän veden näyte hiekkasuodatuksen jälkeen. Näytteet ovat yleensä 4 ... 12 h kokoomanäytteitä.

Taulukko 6. Puhdistamon vuosien 1973 - 1978 tutkimustulosten keskiarvot ja hajonnat (Lehtonen et.al. 1978).

Table 6. Mean and limit values of analysis results 1973 - 1978.

	Tuleva Influent				Lähtevä Effluent			
	\bar{x}	max	min	n	\bar{x}	max	min	n
BHK ₇ mg/l BOD ₇	240	583	65	12	166	370	13	11
Kok.P mg/l Tot.P	12,9	17,7	8,9	16	5,8	17	0,2	15
Kok.N mg/l Tot.N	68,4	104,5	24,4	10	49,6	81,5	16,8	9

Keskiarvoista voidaan laskea seuraavat poistumat: BHK₇ 31 %, fosfori 55 % ja typpi 27 %.

Flotaatioyksikkö osoittautui olevan erityisen herkkä kemikaalin oikealle annostukselle sekä dispersioveden säädölle. Suodattimen toiminta on ensimmäistä toimintavuotta lukuunottamatta ollut erittäin huono ajoittain jopa lisäten jäteveden likakuormitusta. Suodattimen huono toiminta on ollut seurausta flotaatioyksikön ajoitaisista häiriöistä, jolloin suodattimelle on tullut erittäin

suuria kiintoainekuormituksia tukkien suodattimen nopeasti sekä aivan liian harvoin tapahtuneesta suodattimen huuhtelusta (2 ... 3 kertaa viikossa). Suodatinmateriaali on tämän johdosta tukkeutunut kokonaan ja siihen on muodostunut koko suodattimen läpi ulottuneita halkeamia, joita pitkin suodatettavaksi tarkoitettu jätevesi on virrannut.

Vuoden 1979 alussa vaihdettiin suodattimeen uusi suodatinmateriaali. Tämän jälkeen suoritetuissa tutkimuksissa on suodattimen toiminta ollut tyydyttävä; vaikkakin suodatin edelleen huuhdeltiin vain 2 ... 3 kertaa viikossa.

1.4.1979 huuhdeltiin suodatin perusteellisesti ja huuhtelu ryhdyttiin suorittamaan jokaisena normaalina työpäivänä. Ennen tutkimuksen alkua 2.5.1979 puhdistettiin lisäksi hämmennys- ja flotaatioaltaat lietteestä sekä suoritettiin muutamia tarpeellisia korjauksia.

3.2 KOEJÄRJESTELYT

Kokeet aloitettiin Rantasalmen kunnan Kirkonkylän jätevedenpuhdistamolla 2.5.1979. Aluksi suoritettiin kaksi lyhyttä esiajoa ensimmäinen 2.5. ja toinen 7.5. Esiajojen tarkoituksena oli saada suuntaa antavia tietoja varsinaista koetta varten. Esiajoissa suodatinta kuormitettiin tunnin mittaisina jaksoina ensin suodatusnopeutta asteittain nostaen arvosta 6,5 m/h arvoon 11,2 m/h, jonka jälkeen suodatusnopeutta jälleen laskettiin asteittain siten, että viimeisellä tunnin jaksolla suodatusnopeus oli 6,5 m/h. Jokaisen tunnin jakson jälkeen suodatin huuhdeltiin. Kerätyistä tunnin kokoomanäytteistä analysoitiin kiintoaine ja fosfori.

Varsinaiset kokeet aloitettiin 9.5. ja ensimmäisenä tutkittiin eri suodatusnopeuksien vaikutusta suodattimella saavutettavaan puhdistustehoon. Ensimmäiseksi suodatusnopeudeksi valittiin suurin mahdollinen suodatusnopeus 11,2 m/h, ja tällä nopeudella suodatinta kuormitettiin 9.5 ... 29.5. II jaksolla 30.5 ... 22.6 suodatinta kuormitettiin mahdollisimman pienellä suodatusnopeudella, joka vaihteli

6 ... 7,5 m/h. Kolmanneksi suodatusnopeudeksi valittiin 9 ... 10 m/h ja tämä jakso kesti 2.7 ... 30.7.

Tämän koevaiheen aikana näytteitä otettiin keskimäärin kaksi kertaa viikossa kolmesta eri pisteestä: a) etuselkeytyksen jälkeen, b) ennen suodatusta ja c) suodatuksen jälkeen. Näytteet olivat 8 ... 22 h kokoomanäytteitä lukuunottamatta etuselkeytyksen jälkeistä näytettä, joka oli kertanäyte. Näyte b) kerättiin flotaatio-selkeytyksen poistokourusta ja näyte c) koetta varten rakennetusta n. 10 l vetoisesta, läpivirtauksella varustetusta astiasta.

Näytteet analysoitiin Mikkelin vesipiirin vesilaboratoriossa vesihallituksen ohjeiden mukaisesti. Eri näytteistä suoritettiin yleensä seuraavat analyysit:

	etuselk. jälkeen	ennen suod.	jälkeen suod.
sähkönjoht.	x	x	x
pH	x	x	x
sameus		x	x
kiintoaine	x	x	x
BHK	x	x	x
KMnO ₄	x	x	x
kok.P	x	x	x
liuk.P ^{x)}		x	x
x) neljä analyysiä			

Toinen vaihe alkoi 23.7 osittain päällekkäin ensimmäisen vaiheen kanssa. Tällöin tutkittiin suodattimen toimintatehon muutoksia suodatusjakson aikana. Suodatusjakso oli yleensä 24 h, ja suodatin huuhdeltiin kerran vuorokaudessa yleensä aamulla klo 7. Tätä koetta varten puhdistamolle asennettiin piirturilla varustettu sameusmittari rekisteröimään lähtevän veden sameutta. Suodattimelle tulevan veden laatua kontrolloitiin aluksi kerran vuorokaudessa otetuilla kertanäytteillä, kunnes 27.8 puhdistamolle saatiin asennettua toinen sameusmittari rekisteröimään suodattimelle tulevan veden laatua. Myös tässä toisessa vaiheessa suodatinta kuormitettiin eri suodatusnopeuksilla seuraavasti:

23.7 ... 5.8	9 ... 10 m/h
6.8 ... 23.8	11,2 m/h
24.8 ... 2.9	6 ... 7,5 m/h
3.9 ... 9.9	9 ... 10 m/h
10.9 ... 24.9	11,2 m/h

Myös toisen vaiheen aikana otettiin satunnaisesti kokoomanäytteitä edellä mainituista pisteistä a), b) ja c) koko puhdistamon toiminnan tarkkailemiseksi sekä sameusmittareiden piirtämien sameusarvojen tarkistamiseksi.

Koska toisen koevaiheen tulokset eivät antaneet tarkkaa selvyyttä suodattimella mahdollisesti saavutettavista suodatusjaksopituuksista eri suodatusnopeuksilla ja eri kiintoainekuormituksilla, suoritettiin vielä 24.9 ... 1.10 ja 12.10 ... 19.10 kokeet eri suodatusnopeuksilla ja 2 vuorokauden suodatusjaksoilla seuraavasti:

24 ... 26.9	ja	12 ... 15.10	$v = 11,2 \text{ m/h}$
26 ... 28.9	ja	15 ... 17.10	$v = 9 \dots 10 \text{ m/h}$
28.9 ... 1.10	ja	17 ... 19.10	$v = 6 \dots 7,5 \text{ m/h}$

3.3 TULOSTEN LASKENTA

Tulosten tarkastelussa on käytetty lineaarista regressioanalyysia. Saatujen regressiosuorien merkitsevyyttä muuttujien suhteen on tarkasteltu korrelaatiokertoimien avulla seuraavasti:

Tulosten merkitsevyys	merkintä	riskitaso
hieman merkitsevä	°	10 %
jokseenkin merkitsevä	*	5 %
merkitsevä	* *	1 %
erittäin merkitsevä	* * *	0,1 %

Tulosten merkitsevyyttä kuvaavat merkinnät on esitetty tulosten yhteydessä olevien korrelaatiokertoimien jälkeen.

Eri suodatusnopeuksilla saaduista tutkimustuloksista on laskettu keskiarvot ja keskihajonnat. Näiden perusteella on t-testin avulla arvioitu eri suodatusnopeuksilla saatujen tulosten keskiarvojen eron merkitsevyyttä.

3.4 TUTKIMUSTULOKSET

3.41 Kiintoaine

Suodattimen toiminnan kannalta tärkein seurantaparametri on kiintoaine. Muiden lika-aineiden poistuminen suodatuksessa on riippuvainen niiden sitoutumisasteesta kiintoaineeseen.

Tutkimuksen aikana suodattimelle tuleva kiintoainekuormitus vaihteli suuresti, mikä oli seurausta flotaatioselkeytyksessä ilmenneistä häiriöistä (kuva 18). Ensimmäisellä jaksolla, suodatusnopeudella 11,2 m/h, vaihteli suodattimelle tulevan veden kiintoaines 81,4 ... 203,1 mg SS/l. Toisella jaksolla, suodatusnopeudella 6 ... 7,5 m/h, oli flotaation toiminta melko heikkoa suodattimen kiintoainekuormituksen vaihdellessa 103 ... 206,4 mg SS/l. Kolmannen jakson (9 ... 10 m/h) suodattimen kuormitus oli aikaisempiin nähden alhainen 53 ... 158,9 mg SS/l.

Eri suodatusjaksojen vaihteleva kiintoainekuormitus haittaa merkittävästi saatujen suodatustulosten tulkittavuutta, koska eri suodatusjaksojen keskiarvot painottuvat eri tavoin ja lisäksi hajonnat ovat suhteellisen suuria.

Ensimmäisen jakson aikana tapahtui kahtena näytteenottokertana 14.5 ja 21.5 suodattimen läpilyönti. Näytteenottokerrat sattuivat sunnuntai- ja maanantaiaamun väliseksi ajaksi, jolloin suodatin oli yhtämittaisesti 72 h huuhtelematta. 14.5 oli suodattimen puhdistustulos jopa negatiivinen eli jäteveden kiintoainemäärä lisääntyi suodattimessa. 21.5 oli kiintoaineen poistumaprosentti hieman alle 10 %. Kolmas selvä läpilyönti tapahtui kolmannen koejakson aikana 31.7, jolloin suodattimen kuormitus oli noin 18,5 kg SS/m² d.

Taulukko 7. Eri koejaksojen tulosten keskiarvot ja -hajonnat kiintoaineella.

Table 7. Mean and standard deviation values of SS analysis results of different investigation periods.

Jakso Period	Suod.nop. Flow rate $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$		Tuleva Influent mgSS/l	Lähtevä Effluent mgSS/l	Poistuma Reduction	
					mgSS/l	%
I	11,2	\bar{x}	138,4	81,2	57,2	42,6
		s	52,9	35,5	18,2	6,2
II	6...7,5	\bar{x}	165,2	94,6	70,6	44,6
		s	59,0	48,5	20,2	11,4
III	9...10	\bar{x}	95,2	48,2	47,0	50,3
		s	47,0	32,0	23,1	13,9

Suodattimen puhdistusteho vaihteli kokeen aikana melkoisesti 30 %:sta aina 75 %:iin. I jakson keskiarvoksi saatiin 42,6 %, II jakson keskiarvoksi 44,6 % ja III jakson keskiarvoksi 50,3 %. II jakson puhdistustehoa laskivat melkoisesti 5.6 ja 14.6 otetut näytteet, joissa kiintoainejäämä suodattimeen oli vain 30 %:n luokkaa. Ilman näitä kahta arvoa saadaan II jakson kiintoainepoistuman keskiarvoksi 49,5 % ja keskihajonnaksi 8,0. Tällaista jaksoa merkitään jatkossa II' jaksoksi.

Eri kuormitusjaksojen keskiarvojen eron merkitsevyyttä testattiin t-testin avulla.

Jaksojen I ja II sekä II' ja III keskiarvojen eron merkitsevyyttä ei testattu, koska keskiarvot olivat lähellä toisiaan ja keskihajonnat olivat suuria.

Jakso	\bar{x} %	s	n	z_t	vap.aste	keskiarvojen eron merkitsevyys
I	42,6	6,2	4	1,45	8	ei merkitystä
II'	49,5	8,0	6			
I	42,6	6,2	4	1,04	10	ei merkitystä
III	50,3	13,9	8			

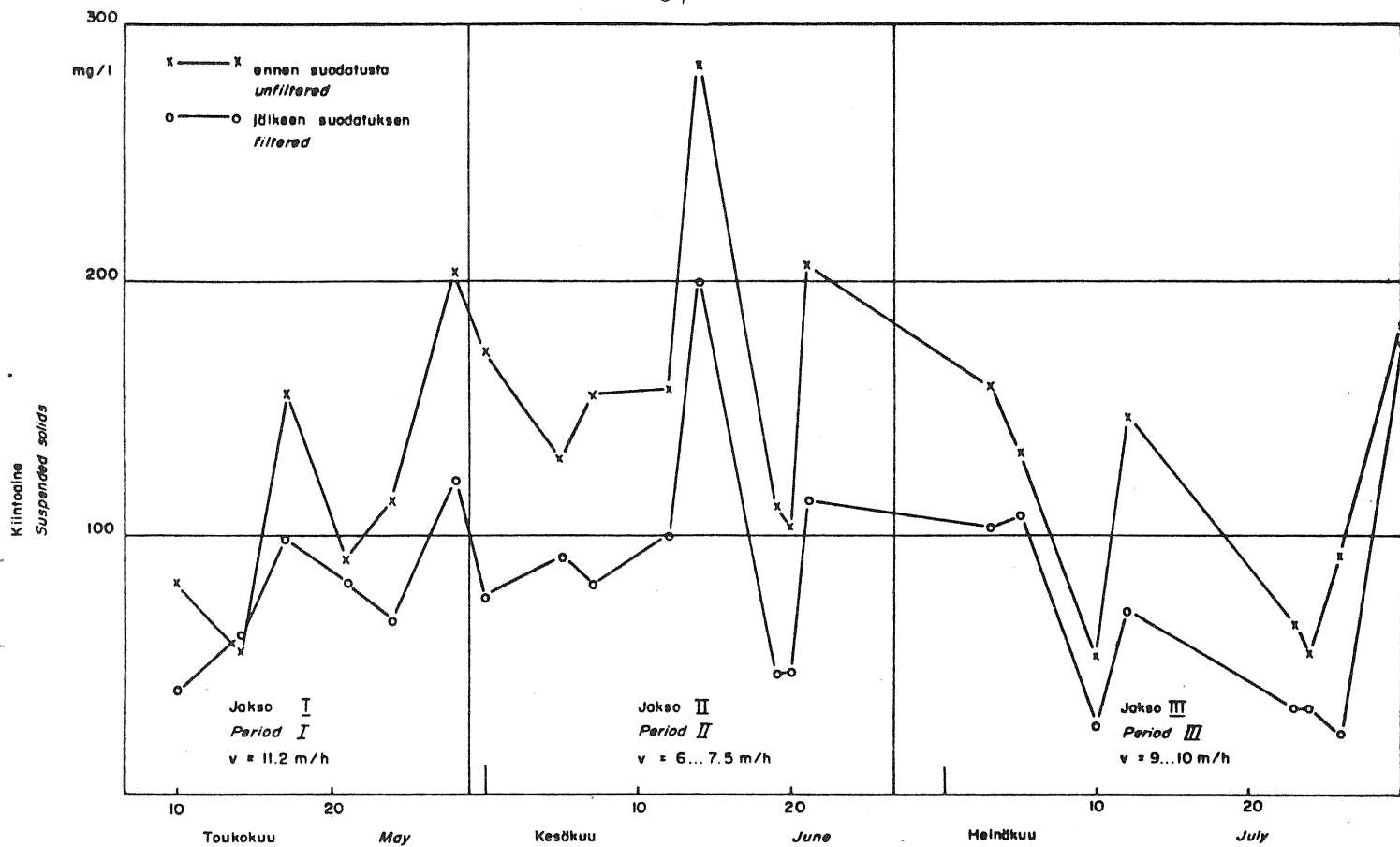
Koska eri jaksojen keskiarvoilla ei ole tilastollista merkitystä, voidaan koko koeaineistoa käsitellä yhtenä ryhmänä ja testata, onko eri kiintoainekuormituksilla vaikutusta suodattimessa tapahtuvaan kiintoainepoistumaan. Tätä tarkoitusta varten jaettiin aineisto ensin aritmeettisesti kahteen lukumäärältään yhtä suureen osaan, jolloin I ryhmään tulivat tulokset, joissa suodatinta oli kuormitettu alle 140 mg SS/l ja II ryhmään sitä suuremmat kuormitukset.

Ryhmä	\bar{x} %	s	n	z_t	vap. aste	keskiarvojen eron merkitsevyys
I	49,9	12,9	9	1,50	16	ei merkitystä
II	42,2	8,4	9			

Toisessa vaiheessa jaettiin koeaineisto kolmeen osaan suodattimelle tulevan kiintoainekuormituksen perusteella siten, että I ryhmään tulivat alle 110 mg SS/l kuormitustulokset, II ryhmään kuormitustapaukset välillä 110 mg SS/l ... 160 mg SS/l ja III ryhmään yli 160 mg SS/l kuormitustapaukset.

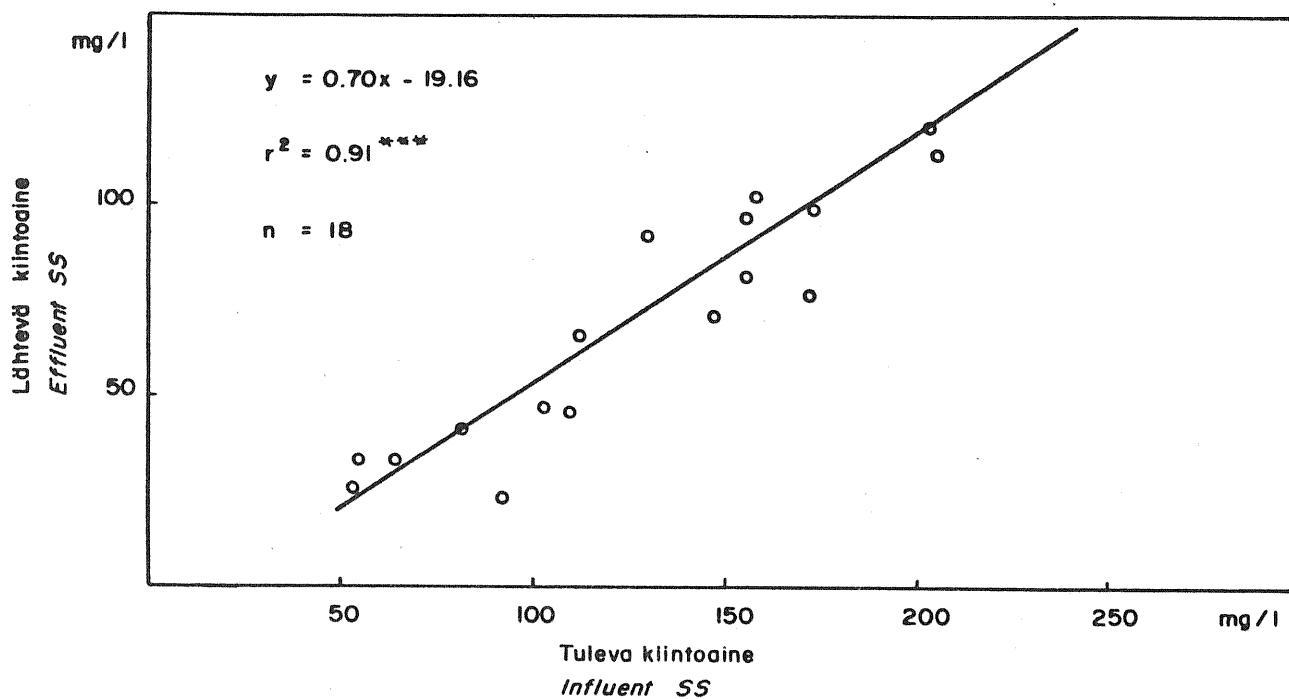
Ryhmä	\bar{x} %	s	n	z_t	vap. aste	keskiarvojen eron merkitsevyys
I	53,4	117,5	6	1,99	12	merkitsevä 5 % riskitasolla
II	42,1	9,58	8			

Ryhmien II ja III keskiarvojen ero on vain 0,7 %, mistä syystä keskiarvojen eron merkitsevyyttä ei testattu.



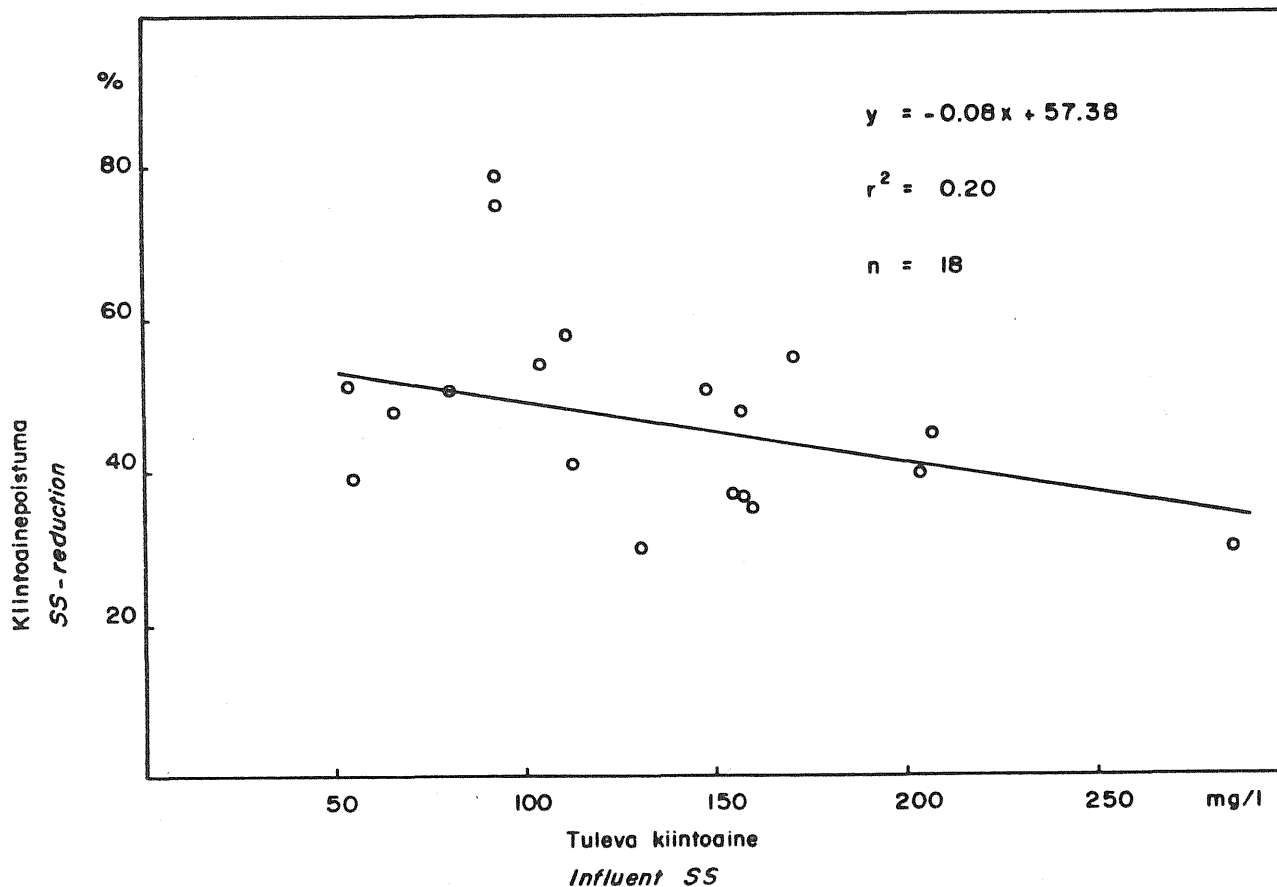
KUVA 18. Suodattimen toiminta tutkimuksen aikana

FIG. 18. Operation of filter during the investigation periods



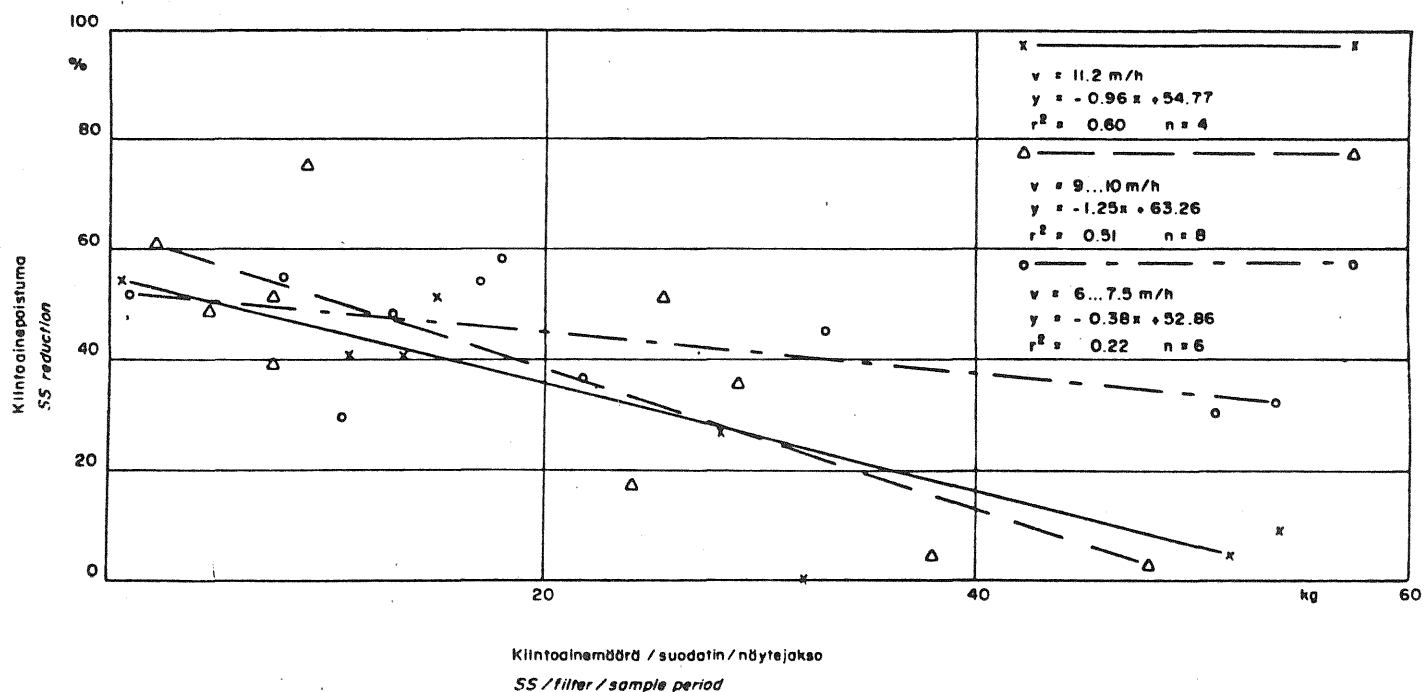
KUVA 19. Suodattimelle tulevan ja siitä lähtevän kiintoaineen suhde

FIG. 19. Influent SS vs effluent SS for the filter



KUVA 20. Suodattimen puhdistustehon riippuvuus tulevasta kiintoainemäärästä

FIG. 20. Reduction - % of the filter vs influent SS



KUVA 21. Kiintoainepoistuman riippuvuus näytejakson aikana suodattimelle tulevasta kiintoainekuormasta eri suodatusnopeuksilla

FIG. 21. SS reduction vs SS-load of the filter during the sample period at various flow rates

3.42 Fosfori

Laitoksen etuselkeytyksestä tulevan jäteveden fosforipitoisuus oli kokeen alussa 7 mg P/l nousten siitä kesäkuun 5 päivään mennessä 13,7 mgP/l:aan. Tämän jälkeen laitoksen kemiallisen osan kuoritus vaihteli 11 mg P/l ... 15 mg P/l (kuva 22).

Suodattimelle tulevat fosforikuormitukset riippuivat laitoksen kemiallisen osan toiminnasta. Suodattimen fosforikuormat vaihtelivat kokeen aikana suuresti 1,5 mg P/l ... 13,6 mg P/l. Suuret fosforikuormat johtuvat joko alumiinisulfaattilla suoritettun kemiallisen saostuksen epäonnistumisesta tai flotaatioselkeytyksen toimintahäiriöistä. Selkeytyksen epäonnistuessa olivat sekä suodattimen kiintoaine- että fosforikuormitukset suuria, mitä tapahtui melko usein kokeen aikana. Sensijaan kertaakaan ei havaittu suurta fosforikuormitusta ja pientä kiintoainekuormitusta, mikä olisi merkinnyt saostuksen epäonnistumista. Ennen ja jälkeen suodatuksen mitatut kiintoaine- ja fosforimäärät olivat selvästi riippuvaisia toisistaan korrelaatiokertoimen ollessa 0,92 (kuva 26).

Fosforisaostuksen onnistumista tarkkailtiin muutamien pistokokein määrittämällä suodattimelle tulevan ja suodattimelta lähtevän liukoisin fosforin määrä (taulukko 8).

Taulukko 8. Kok.P ja liuk.P -määrät eräissä pistokokeissa.

Table 8. Quantities of tot.P and soluble P in some samples.

Näyte Sample	Kok.P Tot.P		Liuk.P Soluble P	
	ennen suod. unfiltered mg/l	jälkeen suod. filtered mg/l	ennen suod. unfiltered mg/l	jälkeen suod. filtered mg/l
14.6	13,6	9,7	0,238	0,183
19.6	5,8	2,3	0,094	0,050
20.6	5,7	2,3	0,086	0,063
21.6	10,8	5,6	0,056	0,051

Suurin liuk.P arvo oli 0,238 mg P/l, joten voidaan olettaa saostuksen onnistuneen kokeen aikana erittäin hyvin, mitä johtopäätelmää tukee myös kiintoaineen ja fosforin hyvä korrelaatio. Suodattimelle tulleiden suurten fosforikuormitusten voidaan siis katsoa johtuneen yksinomaan flotaatioselkeytyksen heikosta toiminnasta.

Taulukko 9. Eri koejaksojen tulosten keskiarvot ja -hajonnat fosforilla.

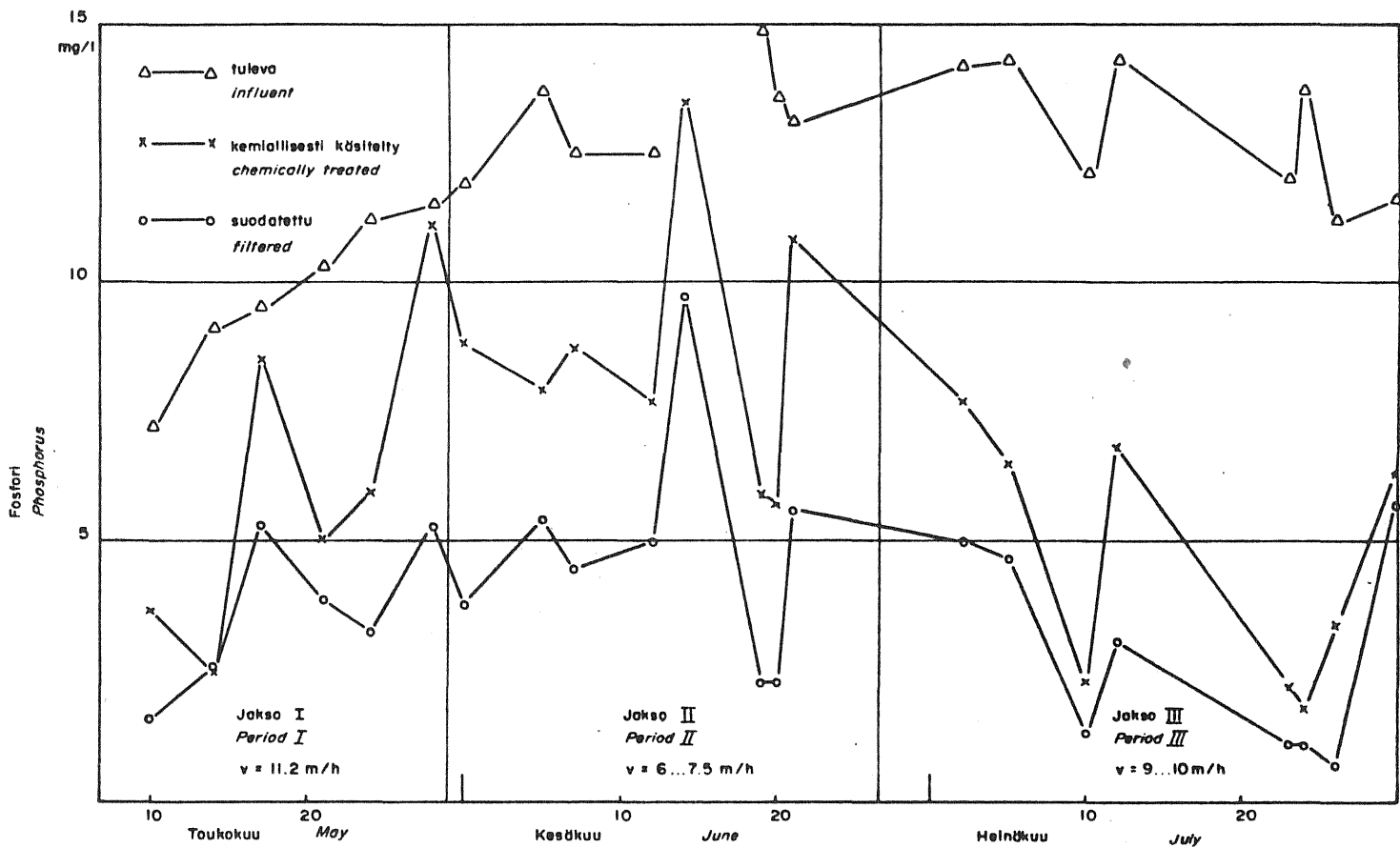
Table 9. Mean and standard deviation values of phosphorus analysis results of different investigation periods.

Jakso Period	Suod.nop. Flow rate $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$		Tuleva Influent mg P/l	Lähtevä Effluent mg P/l	Poistuma Reduction	
					mg P/l	%
I	11,2	\bar{x}	7,4	3,9	3,5	48,1
		s	3,2	1,8	1,6	8,3
II	6...7,5	\bar{x}	8,6	4,8	3,8	46,1
		s	2,6	2,4	1,0	12,8
III	9...10	\bar{x}	4,0	2,1	2,0	50,2
		s	2,6	1,7	1,2	15,9

Eri koejaksoilla kuormitettiin suodatinta hyvin vaihtelevilla kuormilla. Kahden ensimmäisen jakson aikana oli suodattimen fosforikuormitus keskimäärin yli 7 mg P/l, kun se viimeisellä jaksolla oli vain keskimäärin 4,0 mg P/l. Huolimatta suurista kuormitusvaihteluista eivät eri jaksojen poistumaprosenttien keskiarvot kuitenkaan vaihdelleet niin suuresti kuin kiintoaineella. Pienin poistumaprosentti 46,1 % saatiin II jaksolla suodatusnopeudella 6 ... 7,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ja suurin 50,2 % III jaksolla suodatusnopeudella 9 ... 10 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$. I jakson fosforin keskimääräinen poistumaprosentti oli 48,1 % ja sijoittui juuri kahden muun jakson keskiarvojen puoli-
väliin.

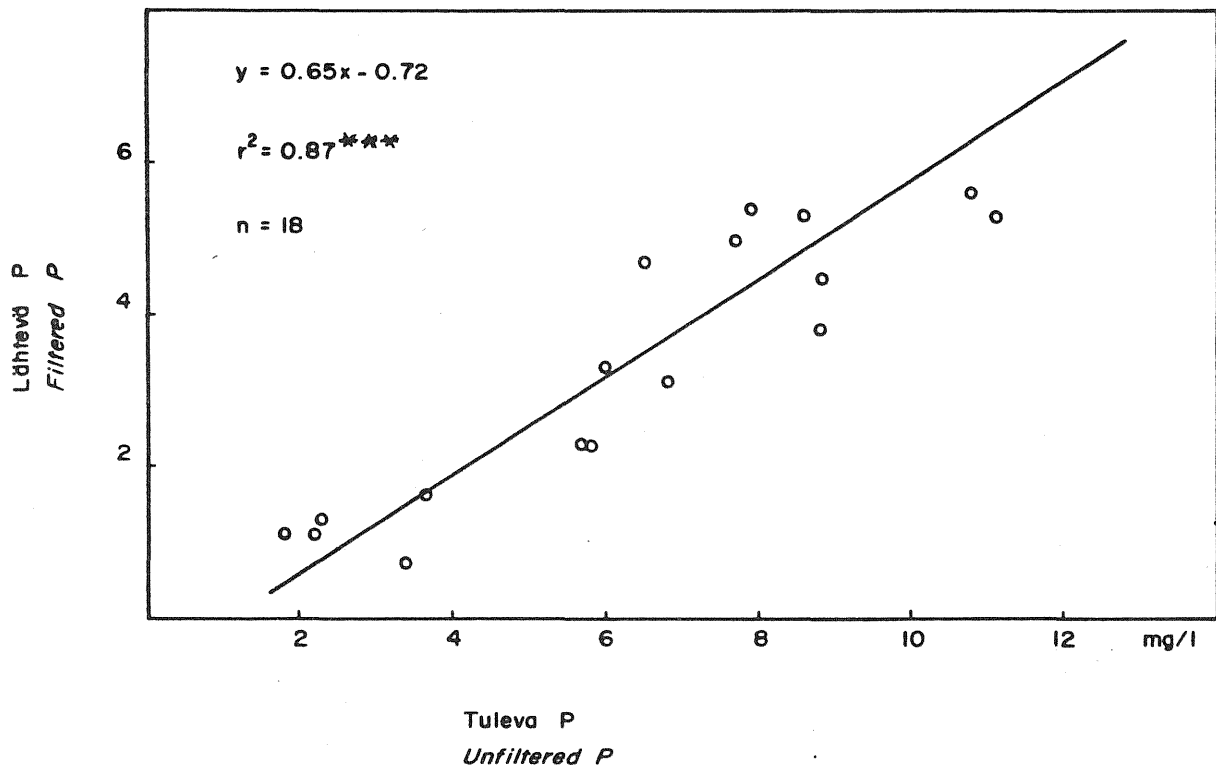
Lähtevän veden laadussa päästiin vain ajoittain tyydyttävään alle 2,5 mg P/l tulokseen, mikä oli seurausta suurista fosforikuormista suodatuksessa. Hyvään noin 1 mg P/l lähtevän veden laatuun päästiin vain kolmesti II suodatusjakson aikana. Pienin havaittu lähtevän veden fosforipitoisuus oli 0,7 mg P/l 26.7 otetussa kokoomanäytteessä.

Koska eri koejaksojen keskiarvot olivat lähellä toisiaan ja keskihajonnat suuria, ei katsottu aiheelliseksi testata eri koejaksojen poistumakeskiarvojen merkitsevyyttä.



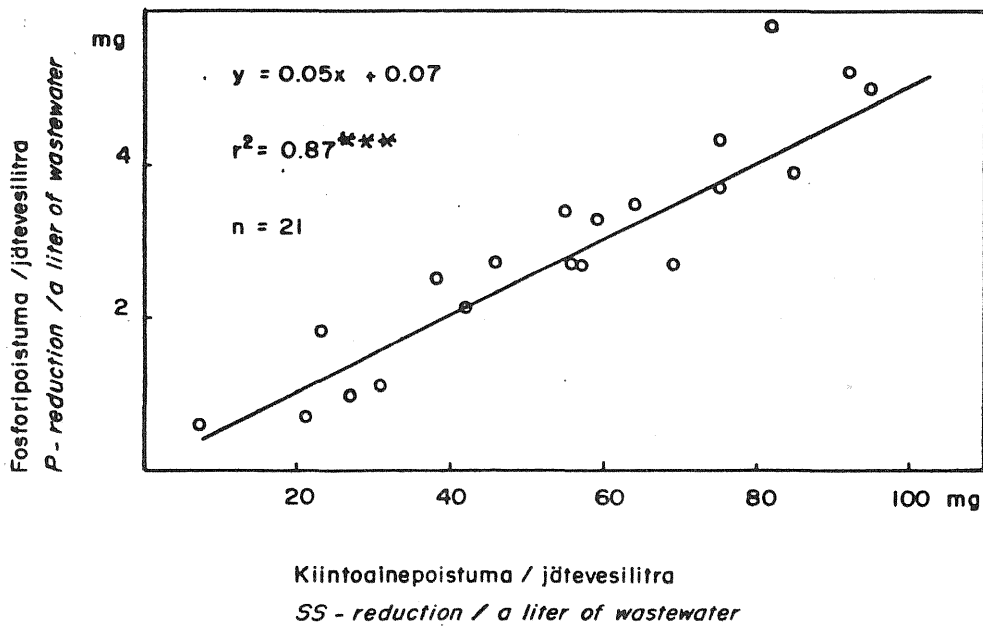
KUVA 22. Puhdistamon toiminta tutkimusjaksojen aikana

FIG. 22. Operation of the plant during the investigation periods



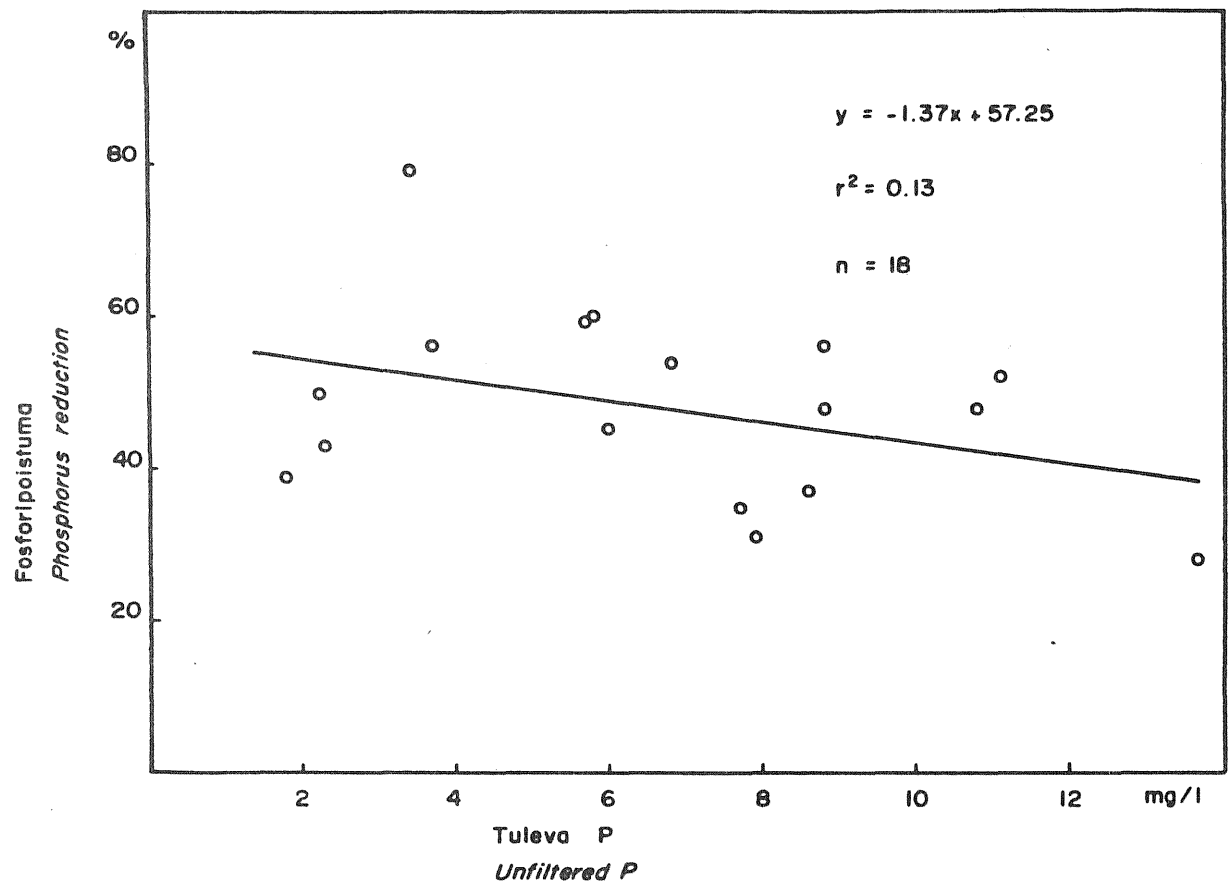
KUVA 23. Suodattimelle tulevan ja siltä lähtevän veden fosforipitoisuuksien suhde

FIG. 23. Phosphorus concentration of unfiltered vs filtered wastewater



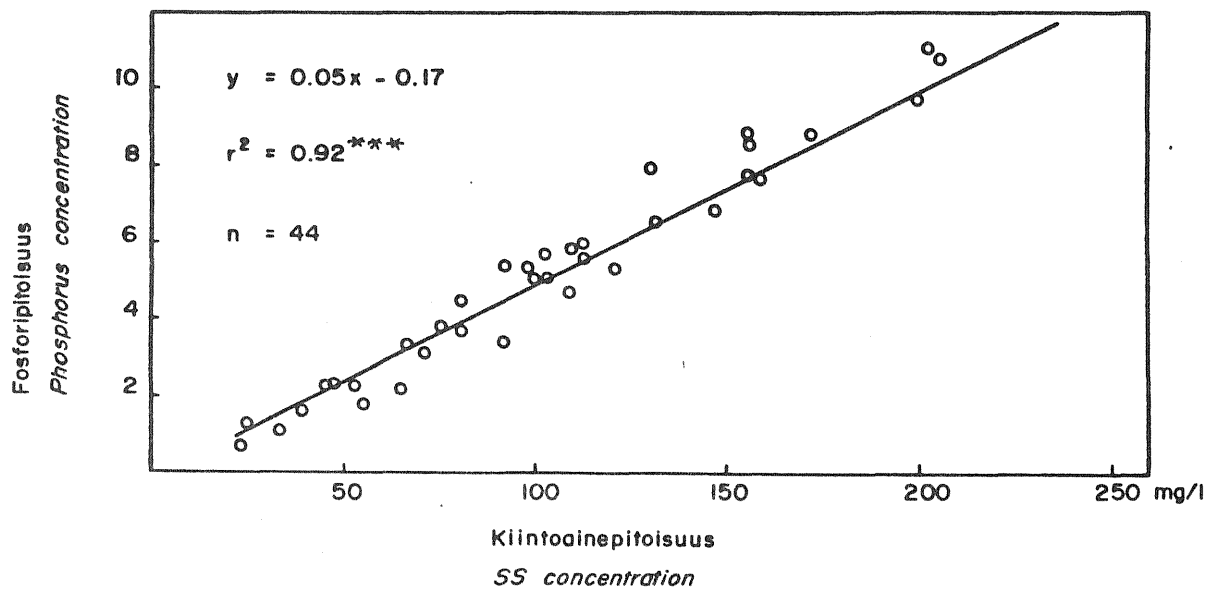
KUVA 24. Kiintoainepoistuman ja fosforipoistuman suhde

FIG. 24. SS-reduction vs P-reduction



KUVA 25. Suodattimen puhdistustehon riippuvuus tulevasta fosforikuormituksesta

FIG. 25. Reduction -% of the filter vs influent P-concentration



KUVA 26. Kiintoainepitoisuuden ja fosforipitoisuuden riippuvuus kemiallisen käsittelyn jälkeen

FIG. 26. SS concentration vs phosphorus concentration after chemical treatment

3.43 BHK₇

Kokeet suoritettiin laitoksella, joka ei käsittänyt biologista vaihetta, joten BHK-poistuma jäi täysin riippuvaiseksi sen kyvystä sitoutua alumiinisulfaattiflokkiin.

Kokeen alussa laitokselle tuleva jätevesi oli laimeaa BHK₇-kuormituksen ollessa hieman yli 150 mg/l. Kesäkuun puoliväliin mennessä kuormitusarvot olivat nousseet lähelle 300 mg/l vaihdellen sitten 250 mg/l ... 320 mg/l, kunnes kokeen lopulla kuormitus jälleen putosi lähelle 150 mg/l (kuva 27).

Laitoksen kemiallisen osan teho vaihteli koko kokeen ajan 25 % ... 50 %, ja suodattimelle tulevan veden BHK₇-kuormitus oli muutamaa huippukuormitusta lukuunottamatta alle 200 mg/l. Aivan I koevaiheen lopussa päästiin kahdesti lähelle 50 mg/l oleviin suodattimen BHK₇-kuormituksiin.

Taulukko 10. Eri koejaksojen tulosten keskiarvot ja -hajonnat BHK₇:llä.

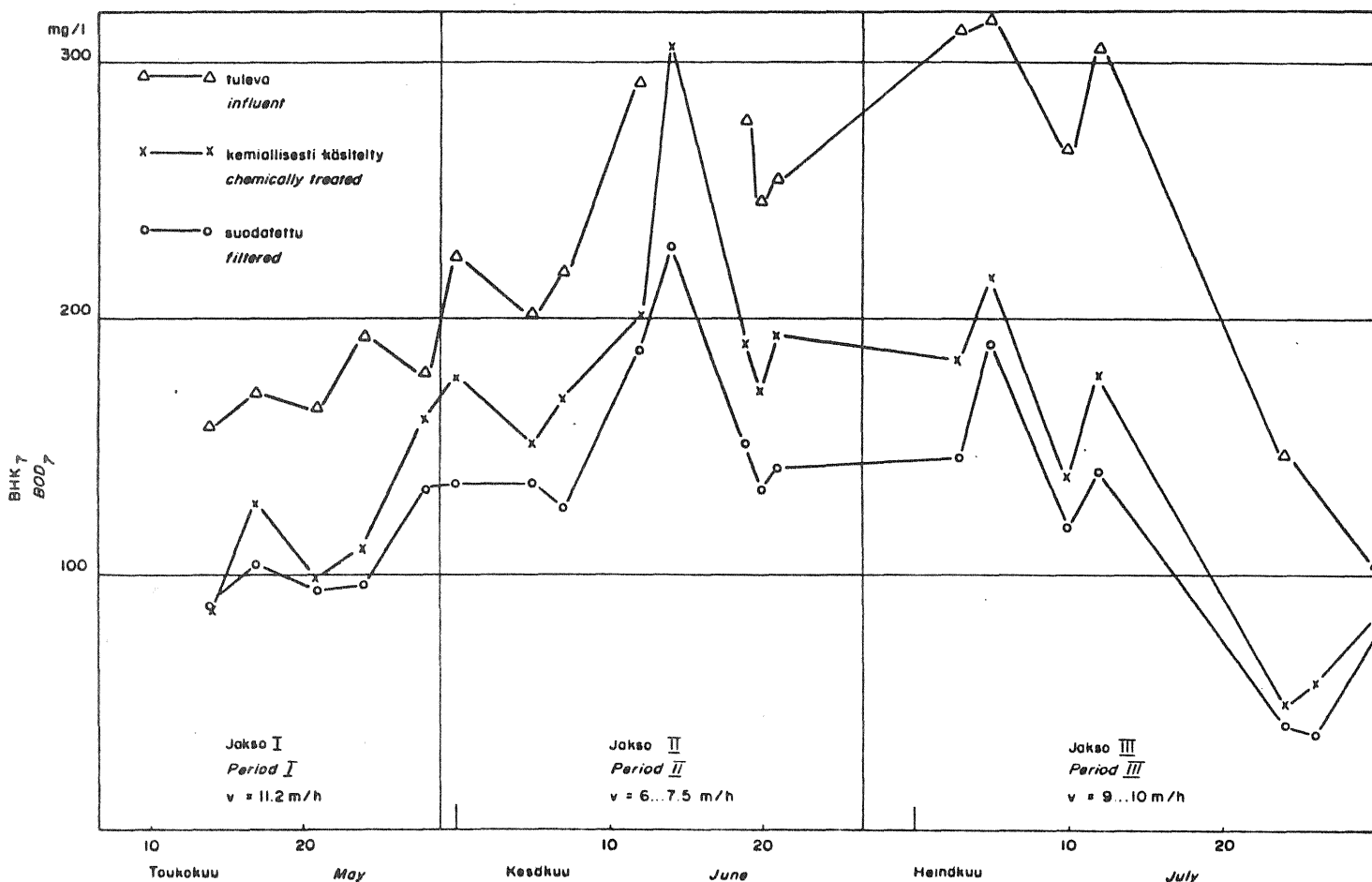
Table 10. Mean and standard deviation values of BOD₇ analysis results of different investigation periods.

Jakso Period	Suod.nop. Flow rate m ³ /m ² h		Tuleva Influent mg/l	Lähtevä Effluent mg/l	Poistuma Reduction	
					mg/l	%
I	11,2	\bar{x}	132,7	111,3	21,4	15,9
		s	25,3	20,0	6,4	3,1
II	6...7,5	\bar{x}	194,8	155,3	39,5	19,8
		s	48,1	35,1	20,9	7,7
III	9...10	\bar{x}	121,6	97,2	24,4	22,2
		s	64,3	53,2	12,9	8,3

Suodattimessa tapahtunut BHK₇-vähenemä vaihteli huomattavasti 6,5 % ... 34,5 %. Tasaisin tulos saavutettiin II jaksolla, jolloin kahta alle 10 % poistumaa lukuunottamatta tulos vaihteli vain vähän välillä 20,0 % ... 26,4 %. I jaksolla olivat kaikki kolme tulosta alle 20 % ja III jaksollakin vaihteli poistunaprosentti 12 % ... 34,5 %.

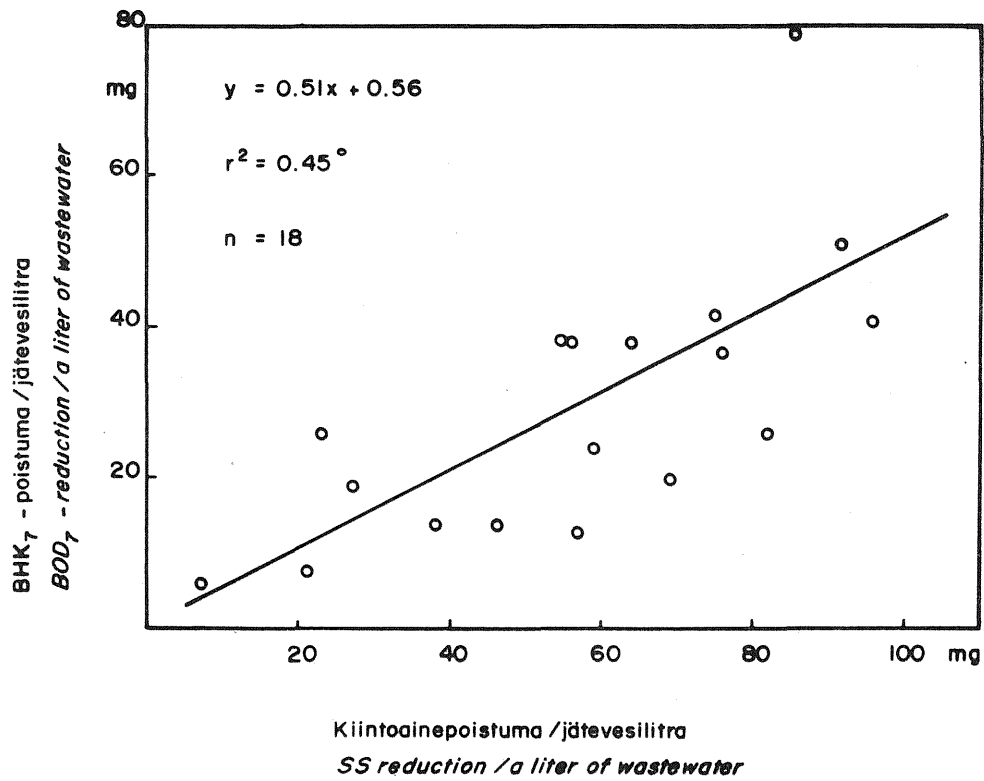
BHK₇-poistuma noudatteli jokseenkin tarkasti kiintoainepoistumaa, joskin joissakin tapauksissa hyvästä kiintoainepoistumasta huolimatta BHK₇-poistuma oli odotettua pienempi. Kiintoaine- ja BHK₇-poistuman keskinäiseksi korrelaatiokertoimeksi saatiin 0,45, joka vastaa 10 % riskitasolla merkitsevää tulosta. 1 g kiintoainepoistumaa suodatuksessa vastasi keskimäärin 0,50 g BHK₇-poistuma.

Kiintoaine- ja BHK-poistuman perusteella voidaan karkeasti arvioida suodattimelle tulevan BHK₇-kuorman jakautuminen liukoiseen ja kiintoaineeseen sitoutuneeseen BHK:een. Kiintoaineeseen sitoutuneen BHK:n %-osuus vaihteli tämän arvion mukaan melkoisesti välillä 15 ... 60 % keskiarvon jäädessä noin 40 %:iin.



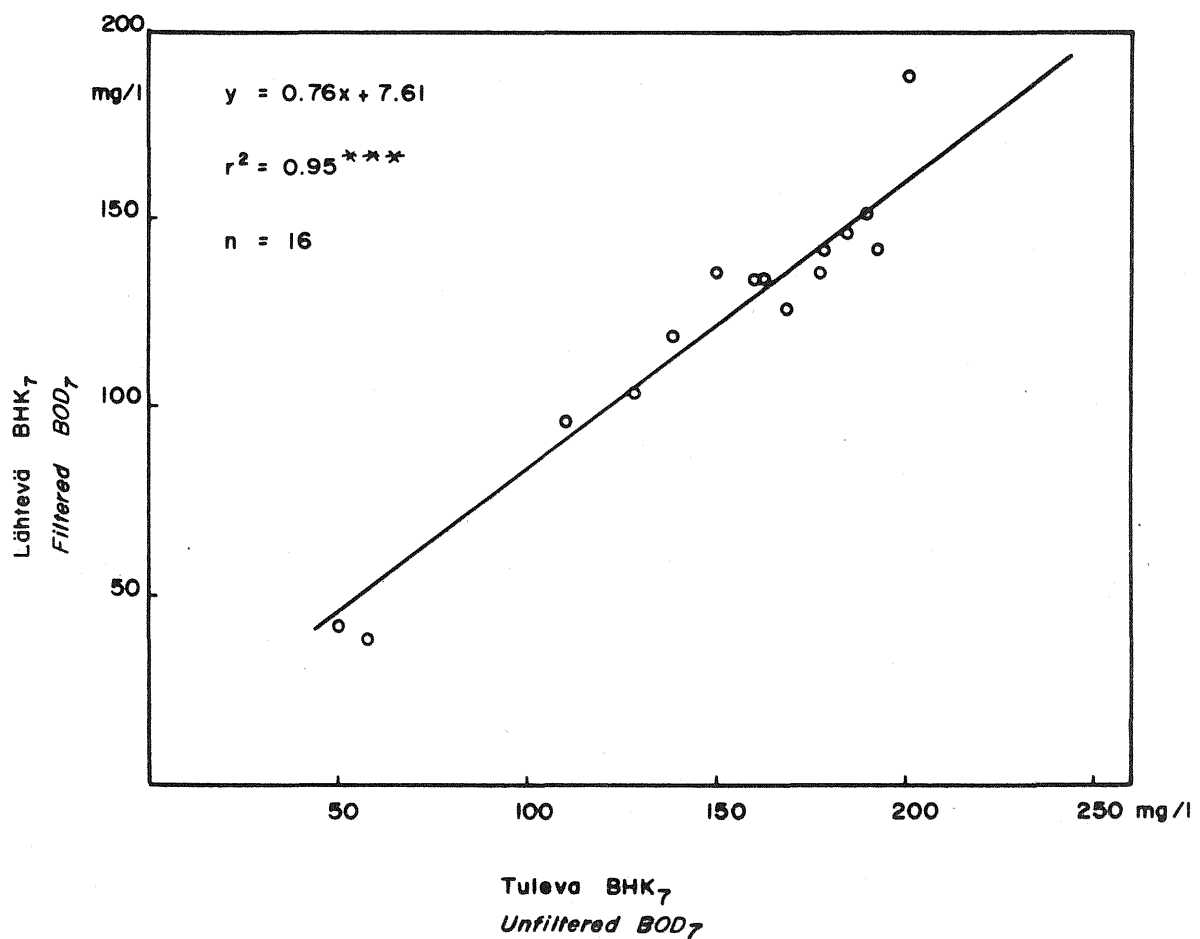
KUVA 27. Puhdistamon toiminta tutkimusjaksojen aikana

FIG. 27. Operation of the plant during the investigation periods



KUVA 28. Kiintoainepoistuman ja BHK₇-poistuman suhde

FIG. 28. SS-reduction vs BOD₇-reduction



KUVA 29. Suodattimelle tulevan ja sieltä lähtevän veden BHK₇-kuormitusten suhde

FIG. 29. BOD₇-concentration of unfiltered vs filtered wastewater

3.44 KMnO_4 -kulutus

KMnO_4 -kulutus ilmoittaa jätevedessä olevan orgaanisen aineen hapettamiseen kuluvan kaliumpermanganaatin määrän. KMnO_4 -kulutus voidaan muuntaa O_2 -kulutukseksi kertomalla se lukuarvolla 0,253.

Laitokselle tulevan jäteveden KMnO_4 -kulutus oli kokeen alussa noin 200 mg/l nousten siitä tasaisesti kesäkuun puoleenväliin mennessä kaksinkertaiseksi. Kokeen loppuajan tulevan jäteveden KMnO_4 -kulutus vaihteli 300 mg/l ... 400 mg/l (kuva 30).

Laitoksen kemiallisen osan vaikutus KMnO_4 -kulutukseen oli muutamia poikkeuksia lukuunottamatta 40 %:n luokkaa. Suodattukseen tulevan veden KMnO_4 -kulutus vaihteli 150 mg/l ... 250 mg/l ollen kuitenkin koejakson alussa ja lopussa vain hieman päälle 100 mg/l. 14.6 ei flotaatioselkeytys toiminut lainkaan ja suodattimelle tuleva KMnO_4 -kulutuskuormitus oli 336 mg/l.

Taulukko 11. Eri kuormitusjaksojen tulosten keskiarvot ja -hajonnat KMnO_4 -kulutuksella.

Table 11. Mean and standard deviation values of COD analysis results of different investigation periods.

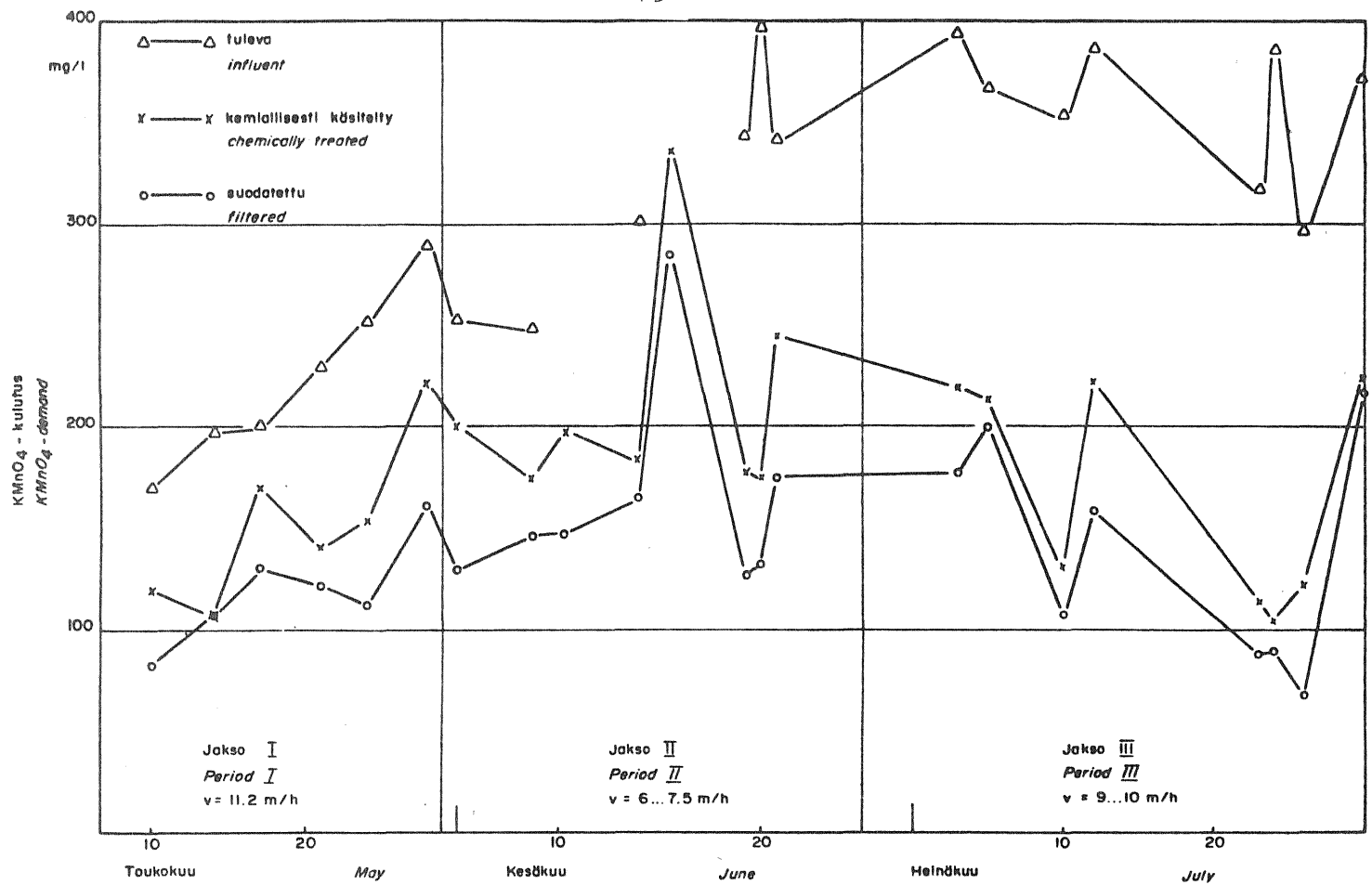
Jakso Period	Suod.nop. Flow rate $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$		Tuleva Influent mg/l	Lähtevä Effluent mg/l	Poistuma Reduction	
					mg/l	%
I	11,2	\bar{x}	166,9	122,1	44,8	27,0
		s	43,2	32,8	11,1	2,5
II	6...7,5	\bar{x}	210,9	163,8	47,1	22,6
		s	55,9	51,9	18,3	8,5
III	9...10	\bar{x}	152,4	114,9	37,5	24,6
		s	53,7	43,4	19,4	11,1

Lähtevän veden KMnO_4 -kulutuksen arvo vaihteli kokeen aikana keskimäärin 100 mg/l ... 200 mg/l riippuen lähinnä suodattimelle tulevassa vedessä olleista pitoisuusvaihteluista. Pienimmät KMnO_4 -kulutuksen pitoisuusarvot saavutettiin aivan I jakson alussa sekä III jakson loppuvaiheilla, jolloin lähtevän veden KMnO_4 -kulutus-

arvot laskivat reilusti alle 100 mg/l:aan. Korkein pitoisuusarvo saavutettiin kesäkuun puolivälissä, jolloin myös suodattimelle tulevan veden pitoisuus saavutti suurimman mitatun arvonsa.

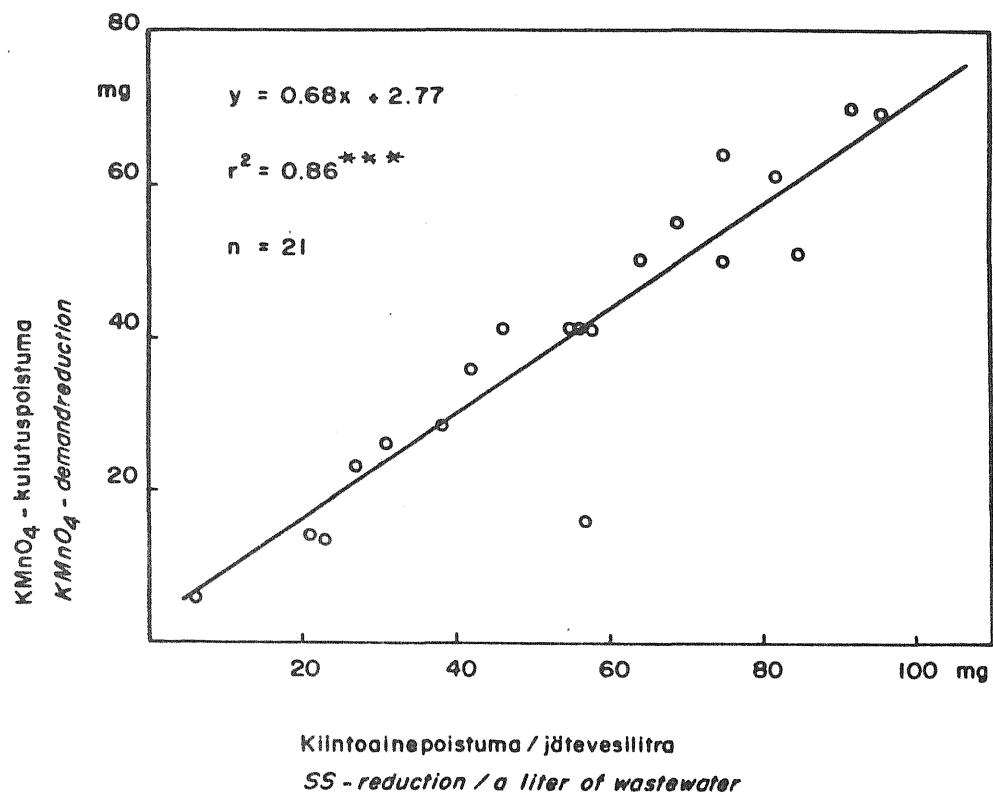
Suodattimen puhdistusteho KMnO_4 -kulutuksen suhteen vaihteli eri kuormitusjaksoilla jonkin verran. Pienin puhdistusteho 22,6 % saavutettiin yllättäen pienimmällä suodatusnopeudella jaksolla II ja suurin puhdistusteho 27,0 % saavutettiin suurimmalla suodatusnopeudella jaksolla I. Puhdistustehoissa ilmenneet hajonnat ovat kuitenkin sitä luokkaa, että eri jaksojen puhdistustehoeroilla ei ole mitään tilastollista merkitystä. Kaikkien koejaksojen keskimääräiseksi puhdistustehoksi KMnO_4 -kulutuksen suhteen saadaan 24,2 % ja keskihajonnaksi 8,4.

KMnO_4 -kulutuksen poistuma suodatuksessa on täysin riippuvainen sen sitoutumisasteesta kiintoaineeseen. Suoritettujen suodatuskokeiden aikana 1 mg/l SS-poistumaa vastasi keskimäärin 0,70 mg/l KMnO_4 -kulutuspoistuma. Edellä mainitun suhteen korrelaatiokertoimeksi saatiin 0,86, joten tulosta voidaan pitää 0,1 % riskitasolla merkittävänä.



KUVA 30. Puhdistamon toiminta tutkimusjaksojen aikana

FIG. 30. Operation of the plant during the investigation periods



KUVA 31. Kiintoainepoistuman ja KHT-poistuman suhde

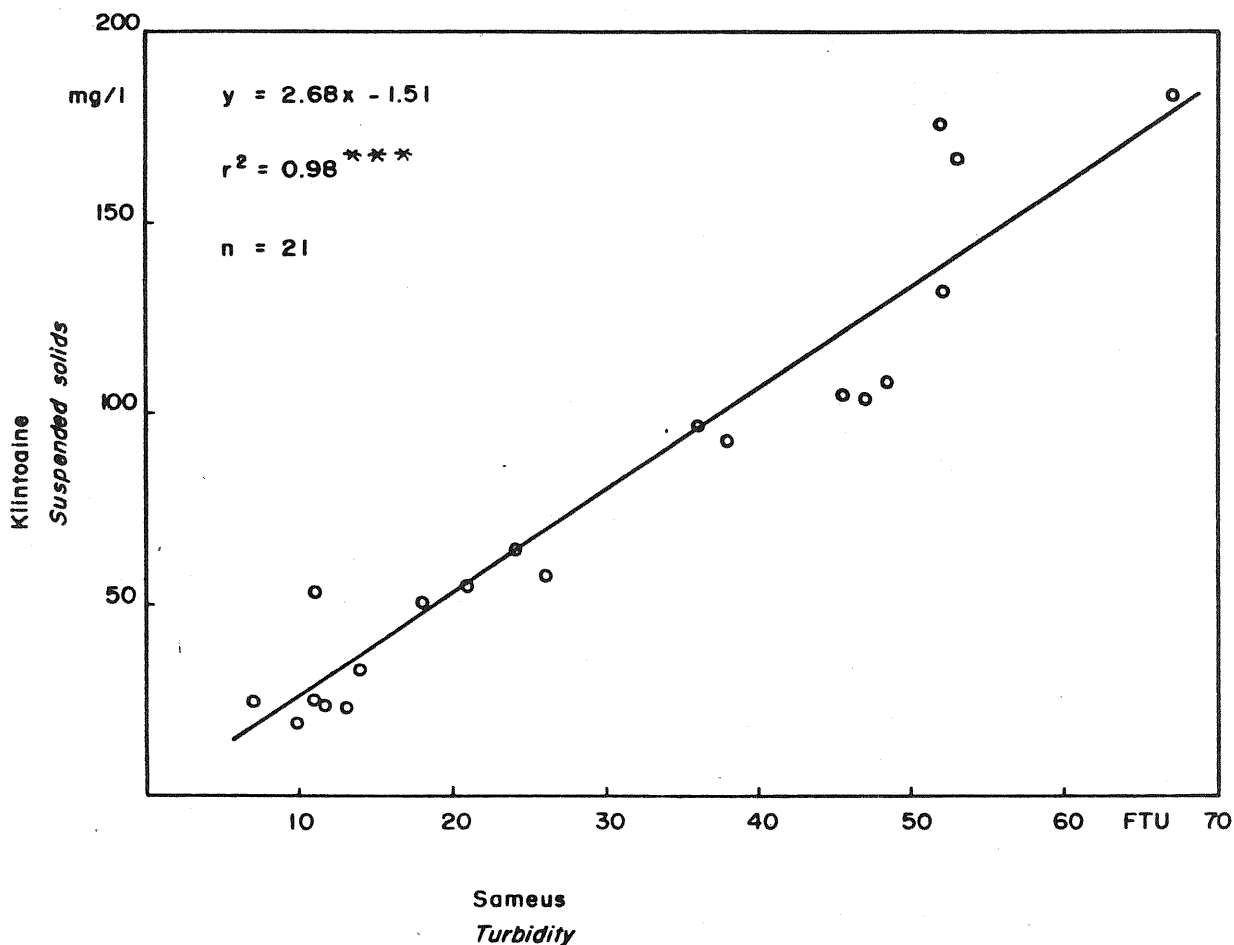
FIG. 31. SS-reduction vs COD-reduction

3.45 Sameus

Suodattimelle tulevan ja sieltä lähtevän veden näytteistä suoritettiin sameusmäärittäyksiä pääasiassa III jakson aikana. Tarkoituksena oli myöhempiä suodatusjaksokokeita varten määrittää sameuden ja kiintoaineen mahdollinen riippuvuus toisistaan.

Tutkittujen näytteiden sameusarvot vaihtelivat 7,0 ... 188,0 FTU ja vastaavat kiintoaineen arvot 23,0 ... 499,8 mg/l. 22 tutkittua näytettä jakautuivat siten, että 14 näytettä oli väliltä 0 ... 100 mg SS/l, seitsemän väliltä 100 ... 200 mg SS/l ja yksi näyte sisälsi lähes 500 mg SS/l.

Sameuden arvo riippui melko tarkasti jäteveden sisältämästä kiintoainemäärästä. Korrelaatiokertoimen arvoksi saatiin 0,98, mikä vastaa 0,1 % riskitasolla merkitsevää tulosta. Tutkituilla jätevesillä 1 mg/l kiintoainemäärä vastaa keskimäärin sameutta 0,4 FTU.



KUVA 32. Sameuden riippuvuus kiintoainekonsentraatiosta

FIG. 32. Turbidity vs SS-concentration

3.46 Suodatusjaksomittaukset

Suodattimelle tulevan ja siltä lähtevän veden sameuden mittausta suoritettiin heinäkuun loppupuolelta lokakuun puoliväliin. Sameuden mittauksen tarkoituksena oli määrittää suodattimelta lähtevän veden laadun kehitys suodatusjakson aikana. Mittausta häyttasi usein anturin letkujen tukkeutuminen heti suodattimen huuhtelun jälkeen. Tästä oli seurauksena vaikeuksia tulosten tulkinnassa ja tulkintakelpoisten tulosten vähäinen määrä. Alussa saatiin käyttökelpoisia tuloksia vain viikonloppujen aikana, jolloin suodatusjaksojen kesto oli 72 h. Syyskuun lopulla päätettiin ajaa suodattinta muutamia kertoja kolmella aikaisemminkin tutkitulla suodatusnopeudella käyttäen 48 h suodatusjaksoja. Näin oli tarkoitus selvittää suodattimen kiintoainekuormitusmaksimi eri suodatusnopeuksilla.

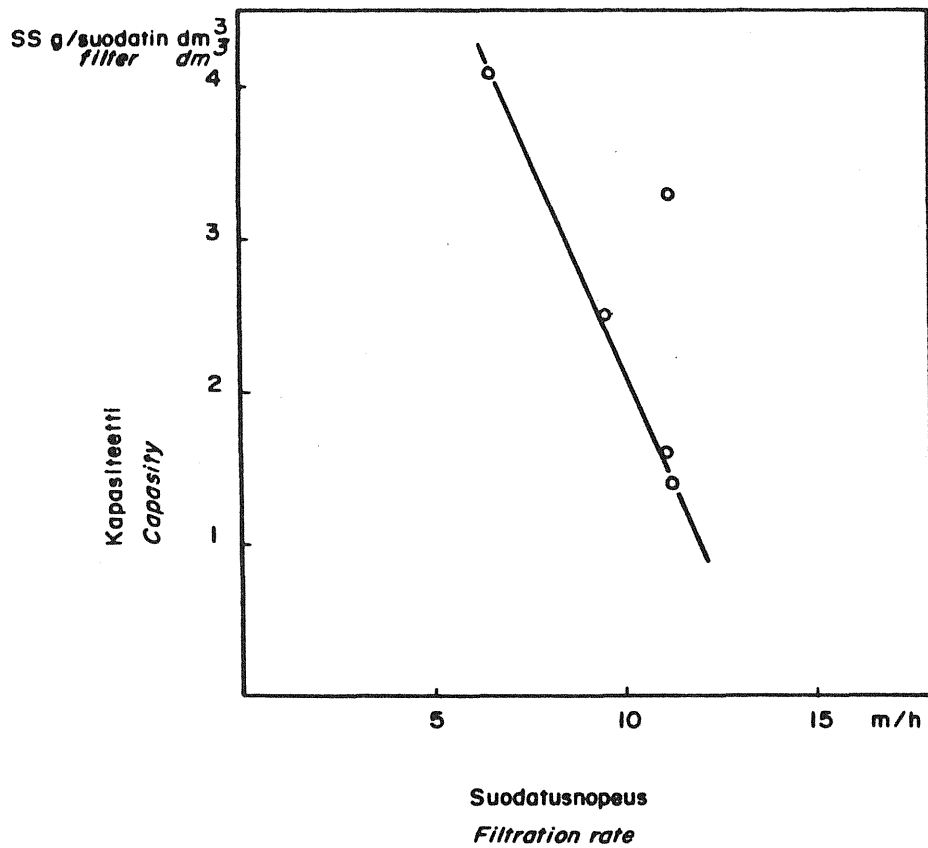
Tutkimuksessa saatiin suodatusnopeudella 11,2 m/h kaksi käyttökelpoista tulosta. Ensimmäisessä suodattimelle tulevan veden sameus oli 45 FTU, joka vastaa kiintoainekuormitusta 120 mg SS/l. Tällä kuormituksella päästiin noin vuorokauden suodatusjaksoon ennen suodattimen tukkeutumista (kuva 33). Toinen kerran suodattimelle tuleva kuormitus oli ensimmäistä huomattavasti pienempi n. 40 mg SS/l. Tällä kuormituksella päästiin noin 40 h suodatusjaksoon ennen suodattimen läpilyöntiä (kuva 34). Edellisen jakson kokonaiskiintoainekuormaksi ennen läpilyöntiä saadaan 18,6 kg SS, josta suodattimelle jäi lähtevän veden laadun perusteella arvioiden noin 12 kg SS. Jälkimmäisen jakson kokonaiskiintoainekuormaksi ennen läpilyöntiä saadaan 10,0 kg SS, josta suodattimeen jäi noin 5 kg SS.

Suodatusnopeudella 9 ... 10 m/h saatiin vain yksi käyttökelpoinen tulos. Suodattimelle tulevan veden kiintoainepitoisuus oli 120 mg SS/l, millä kuormituksella päästiin noin 28 h suodatusjaksoon ennen läpilyöntiä. Kokonaiskiintoainekuormaksi saadaan 28 h suodatusjaksolla 21,7 kg, josta suodattimeen jäi noin 9 kg SS.

Suodatusnopeudella 6 ... 7,5 m/h saatiin kaksi tulosta. Ensimmäisen kiintoainekuormitus suodattimelle oli 135 mg SS/l. Suodatusjakson pituudeksi ennen läpilyöntiä saatiin vain 13 h. Tämä on

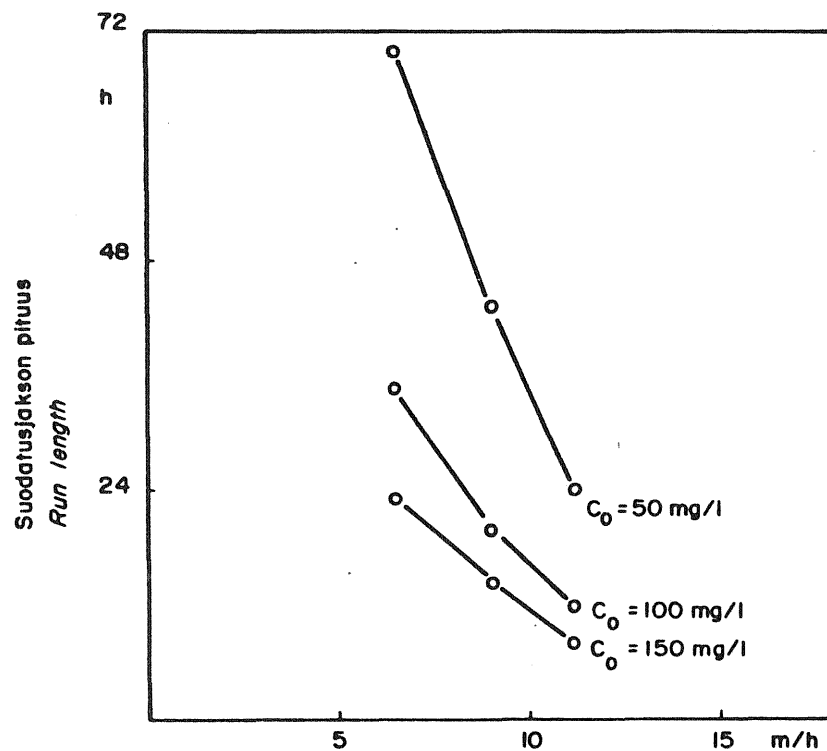
kuitenkin aivan liian lyhyt aika ottaen huomioon kiintoainekuormituksen sekä muiden suodatusnopeuksien tulokset. Suodatin onkin ilmeisesti jäänyt huuhtelematta kunnolla ja sen kiintoaineen varastoimiskyky on tästä syystä jäänyt alhaiseksi. Toisella kerralla suodattimelle tulevan veden kiintoainepitoisuus oli 130 mg SS/l ja suodatusjakson pituudeksi saatiin 32 h. Suodattimen kokonaiskiintoainekuormitus ennen läpilyöntiä oli 34,7 kg SS, josta suodattimeen jäi lähtevän veden laadun perusteella arvioiden 14,7 kg SS.

Koska suodatusnopeudella 11,2 m/h saatiin kaksi toisistaan melko paljon eroavaa tulosta, suoritettiin vielä yksi suodatusjakso-mittauskoe 48 h suodatusjaksolla. Suodattimelle tulevan veden kiintoainepitoisuus oli erittäin korkea 315 mg/l, mistä syystä läpilyönti saavutettiin jo $5\frac{1}{2}$ h huuhtelun jälkeen. Lähtevän veden laadun perusteella arvioiden saadaan suodattimeen jääneeksi kiintoainemääräksi 5,9 kg.



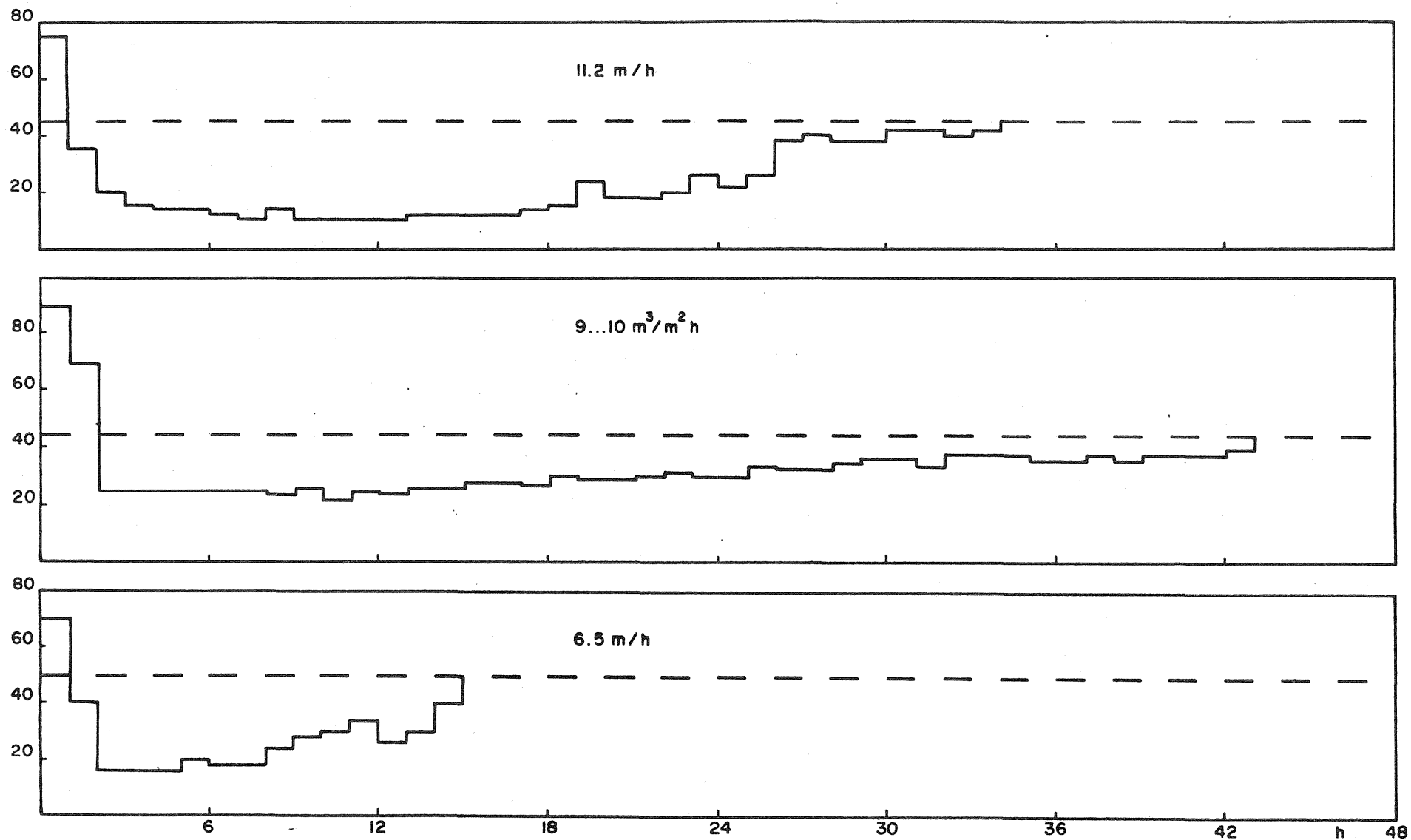
KUVA 33. Suodattimen kiintoaineen varastoisiskapasiteetin riippuvuus suodatusnopeudesta

FIG. 33. Filter capacity vs filtration rate



KUVA 34. Suodatusjakson pituuden riippuvuus suodatusnopeudesta

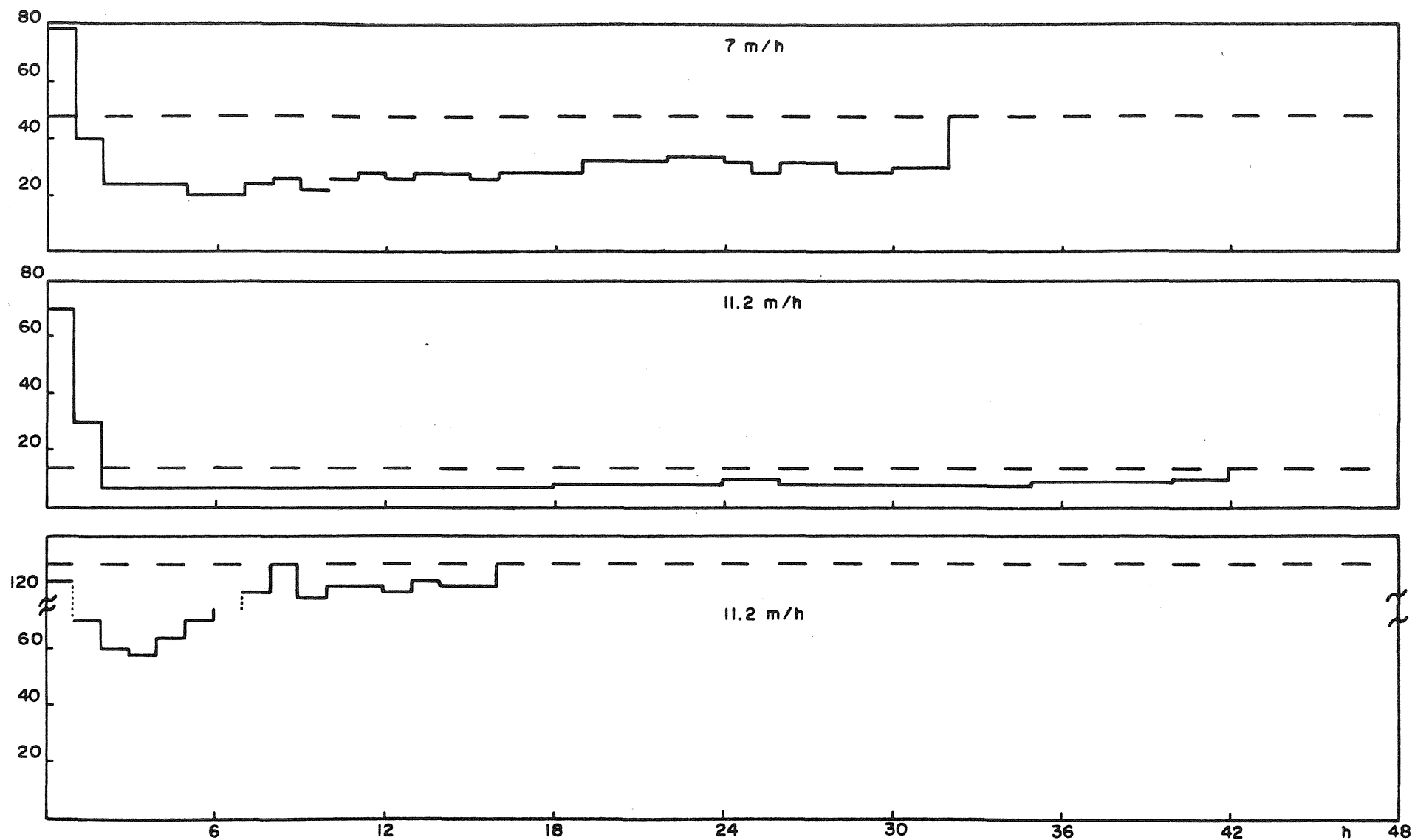
FIG. 34. Run length vs flow rate up to break through



KUVA 35. Suodattimelle tulevan ja sieltä lähtevän veden sameuskäyrät eri suodatustopeuksilla ja 48 h suodatusjaksolla

FIG. 35. Turbidity curves of filter influent and effluent at various flow rates and 48 h run lengths

— — tuleva
influent
— — lähtevä
effluent



KUVA 36. Suodattimelle tulevan ja sieltä lähtevän veden sameuskäyrät eri suodatusnopeuksilla ja 48 h suodatusjaksolla

FIG. 36. Turbidity curves of filter influent and effluent at various flow rates and 48 h run lengths

— — tuleva
influent
— — lähtevä
effluent

3.47 Huuhtelututkimus

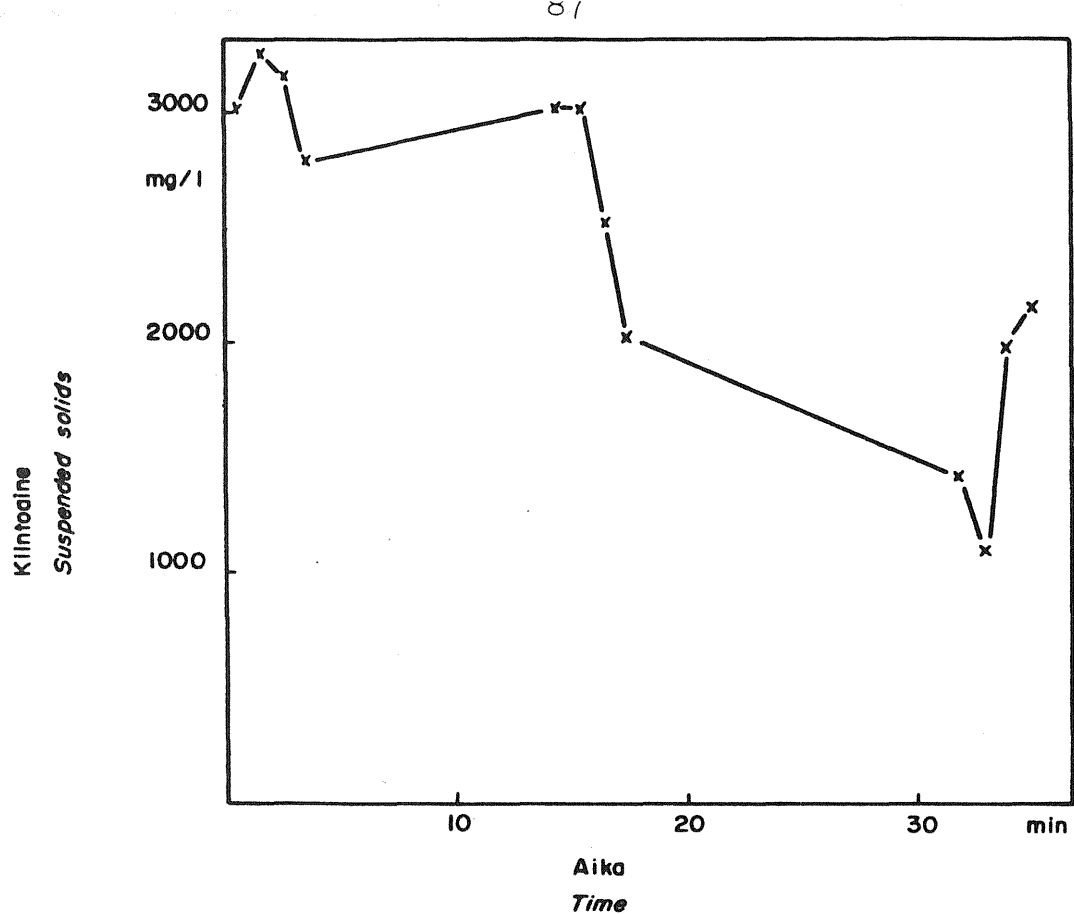
Rantasalmen laitoksella käytetyn huuhtelumenetelmän tehon määrittämiseksi suoritettiin 29.10 huuhtelututkimus, jossa tarkkailtiin huuhteluveden kiintoainepitoisuuden kehitystä huuhtelun aikana sekä suodattimelta lähtevän veden laadun kehitystä 2 h ajan huuhtelun jälkeen.

Huuhtelututkimus suoritettiin 12 h suodatusjakson jälkeen. Suodattimelle tuleva kiintoainekuormitus oli suuri n. 315 mg SS/l ja myös huuhtelu suoritettiin tällä suodattamattomalla vedellä. Suodattimelta lähtevän veden kiintoainepitoisuus oli ennen huuhtelua 180 mg SS/l.

Vesihuuhtelu suoritettiin 3 x 3½ min jaksoissa, ja kahden ensimmäisen jakson aikana käytettiin huuhtelussa myös ilmaa. Ilmahuuhtelu oli päällä myös 2½ min ennen vesihuuhtelun alkamista sekä vesihuuhtelujaksojen välillä.

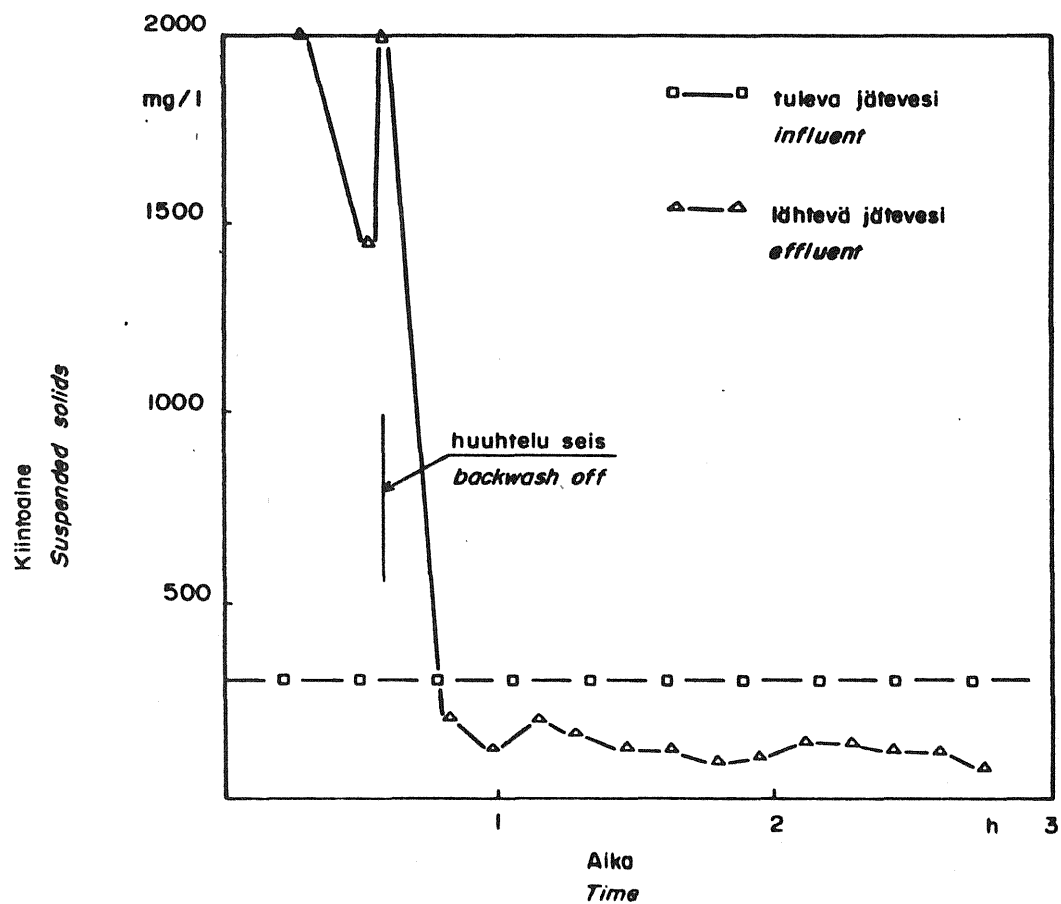
Huuhteluvedestä otettiin neljä kertanäytettä jokaista vesihuuhtelukertaa kohden eli yhteensä 12 näytettä. Huuhteluveden kiintoainepitoisuus vaihteli 1000 ... 3150 mg SS/l. Huuhteluveden kokonaismäärä oli n. 3,5 m³ ja huuhteluveden laadun perusteella arvioiden poistui suodattimesta kiintoainetta huuhtelun aikana n. 9 kg. Viimeisessä kertanäytteessä oli kiintoainetta kuitenkin vielä yli 2000 mg SS/l (kuva 37).

Huuhtelun jälkeen seurattiin lähtevän veden laadun kehitystä n. 2 h ajan pumppausjakson (3 min) pituisilla kokoomanäytteillä. Puolen tunnin ajan huuhtelun jälkeen lähtevän veden laatu vaihteli 120 ... 200 mg SS/l tasaantuen sitten 100 ... 150 mg SS/l välille (kuva 38).



KUVA 37. Huuhteluveden laadun kehitys

FIG. 37. Backwash water quality during backwash



KUVA 38. Lähtevän veden laadun kehitys huuhtelun jälkeen

FIG. 38. Effluent quality after backwash

3.5 TULOSTEN TARKASTELU

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää käänteissuodatuksen soveltuvuus parantamaan pienten, kemiallisella käsittelyprosessilla varustettujen jätevedenpuhdistamoiden tehoa, kuinka paljon tätä tehoa pystytään parantamaan ja miten luonnonhiekalla varustettu käänteissuodatin pystyy vastaanottamaan suuria kiintoainekuormia.

Kuormitettaessa suodatinta eri suodatusnopeuksilla (6 m/h ... 11,2 m/h) ei puhdistustehon havaittu olevan merkittävästi riippuvainen suodatusnopeudesta. Myös muissa tutkimuksissa (esim. Latvala et.al. 1975) on päädytty samansuuntaisiin tuloksiin. Tuloksiin on jonkin verran saattanut vaikuttaa seikka, että ajettaessa suodatinta pienimmällä suodatusnopeudella 6 ... 7,5 m/h, oli suodattimen kiintoainekuormitus huomattavasti suurempi kuin kahden muun jakson aikana ja jakson keskimääräinen puhdistusteho jäi yli 5 % alle III suodatusjakson (9 ... 10 m/h) keskimääräisen puhdistustehon. Kahdesti II jakson aikana (19.6 ja 20.6), kun suodatinta kuormitettiin keskimääräisinä pidetyillä kiintoainekuormituksilla (110,5 mg SS/l ja 103,1 mg SS/l) päästiin yli 50 % kiintoainepoistumaan, joita arvoja voidaan pitää vertailukelpoisina muiden jaksosten puhdistustuloksiin verrattuna.

Tutkitulla käänteissuodattimella päästään alle 200 mg/l kiintoainekuormituksella keskimäärin yli 40 % puhdistustehoon. Pudotettaessa kuormitusta alle 110 mg SS/l nousee poistumaprosentti yli 50 %:n. Tuloksia voidaan pitää tyydyttävänä ottaen huomioon kokeen aikana käytetyn 24 h huuhteluvälin. Muualla tehdyissä tutkimuksissa on päästy jopa 90 % puhdistustehoon, mutta silloin suodattimelle tuleva kiintoainekuormitus on ollut huomattavasti alle 50 mg SS/l, joka oli pienin tässä kokeessa käytetty kuormitusarvo. Suoritettujen kokeiden kuormituksia vastaavia kuormituksia on aikaisemmin tutkittu vain kontaktisuodatuskokeiden yhteydessä, jolloin käytetyt huuhteluvälit ovat olleet alle 15 h (esim. Kavanaugh et.al. 1977).

Vaikka eri suodatusnopeuksilla ei ole merkitystä lähtevän veden laatuun, on niillä vaikutusta suodattimen kiintoaineenvarastoitumiskapasiteettiin ja siten huuhteluvälin pituuteen. Suurimmalla

suodatusnopeudella on varastoimiskapasiteetti vain puolet pienimmällä tutkitulla suodatusnopeudella saavutettavaan varastoimiskapasiteettiin verrattuna. Tehty johtopäätös perustuu vain muutamaa tutkittuun havaintoon, mutta muualla tehdyt tutkimukset (Kavanaugh et.al. 1977) tukevat tätä havaintoa. Suodatusnopeudella 7 m/h ja kiintoainekuormituksella 100 mg SS/l voidaan päästä yli 30 h huuhteluväleihin.

Suodattimen kiintoaineenvarastoimiskapasiteetin täyttyessä lähtevän veden laatu heikkenee usein nopeasti ja suodattimen puhdistusteho lähenee jyrkästi nollaa. Huuhtelun viivästyessä kasvaa lähtevän veden kiintoainepitoisuus yli tulevan veden pitoisuuden jo aikaisemmin pidättyneiden partikkeleiden huuhtoutuessa suodattimen läpi virtaavan veden mukaan.

Muiden parametrien kuin kiintoaineen poistuminen jätevedestä suodatuksen aikana riippuu täysin niiden sitoutumisasteesta kiintoaineeseen.

Kokeiden aikana onnistui fosforin saostus erinomaisesti. Muutamissa pistokokeissa havaittiin liukoisen fosforin määrän kemiallisen saostuksen jälkeen olevan alle 300 µg/l. Määrä on niin pieni, että voidaan olettaa kokeiden aikana kaiken saostuskelpoisen fosforin olleen kiintoaineeseen sitoutuneena. Oletusta tukee myös piirretty kiintoaine-fosforikäyrä, joka korreloi 99,9 % varmuudella. Tämän käyrän mukaan 1 mg/l kiintoainemäärä vastasi kokeessa 50 µg fosforimäärää. Kokeen keskimääräinen fosforikuorma suodattimelle oli 6 mg P/l, joka on reilusti suurempi kuin esim. Bollerin (1977) suosittama enimmäismäärä kontaktisuodatuksessa. Suodattimen fosfori- ja siten myös kiintoainekuormitusmäärät olivat siten keskimäärin huomattavasti korkeammat kuin muissa tutkimuksissa käytetyt kuormitukset.

Suodattimen puhdistusteho fosforin suhteen oli keskimäärin muutamaa prosenttia suurempi kuin kiintoaineella, joskin myös keskihajonnat kasvoivat kiintoaineen vastaavia lukuja suuremmiksi.

Tutkitulla suodattimella voidaan päästä keskimäärin 48 % puhdistustehoon fosforin suhteen. Eri suodatusnopeuksilla ei ole vaikutusta puhdistustehoon. Piirretyn tulevan ja lähtevän veden regressiosuoran perusteella (kuva 23) voidaan päätellä päästävän hyvään alle 1 mg P/l lähtevän veden laatuun, kun tulevan veden pitoisuudet vaihtelevat 2 ... 2,5 mg P/l. Tyydyttävään alle 2,5 mg P/l lähtevän veden laatuun päästään tulevan veden fosforipitoisuuden ollessa alle 5 mg P/l.

Kun kemiallisten suorasaostuslaitosten puhdistustehona fosforin suhteen pidetään 90 % ja asumisjätevedet, jotka näin puhdistetaan, sisältävät usein esim. meijerijätevesistä johtuen noin 10 ... 15 mg P/l, voidaan käänteissuodattimella varustetulla suorasaostuslaitoksella päästä normaaliolosuhteissa reilusti alle 1 mg P/l lähtevän veden pitoisuuksiin. Kemiallisen osan puhdistustehon las-
kiessa 50 ... 60 %:iin, esim. suurten hydraulisten kuormitusten tai selkeytysaltaan oikovirtausten vuoksi voidaan käänteissuodatuksen avulla päästä vielä tyydyttävään alle 3 mg P/l lähtevän veden pitoisuuteen. Edellä mainittuihin tuloksiin pääseminen edellyttää, että kemikaaliannostuksessa ei tapahdu häiriöitä, vaan suodattimelle tulevan veden fosfori on lähes kokonaan kiintoaineeseen sitoutuneena.

Kemiallisen puhdistuksen yhteydessä ei kiinnitetä huomiota BHK₇-poistumaan, mutta tavallisesti noin 50 ... 70 % BHK-kuormasta sitoutuu syntyvään kemialliseen flokkiin ja voidaan poistaa selkeytyksen yhteydessä. Selkeytyksen toimiessa huonosti siirtyy osa kiintoaineeseen sitoutuneesta BHK-kuormasta suodattimelle. Tutkitu suodatin pystyi poistamaan keskimäärin neljänneksen sille tulevasta BHK₇-kuormasta. BHK₇-poistuma ja kiintoainepoistuma korreloivat 10 % riskirajoilla. Riskirajojen suuruuteen on jonkin verran vaikuttanut BHK₇-määrityksessä esiintyvä epätarkkuus. Tutkitulla käänteissuodattimella saavutetaan 1 mg kiintoainepoistumalla keskimäärin 0,50 mg BHK₇-poistuma.

Asumisjätevedet sisältävät normaalisti 200 ... 250 mg/l BHK₇-kuormitusta. Kemiallisessa puhdistuksessa kuormitus putoaa noin 100 mg/l:aan. Käänteissuodatuksella varustetulla suorasaostuslaitoksella voidaan päästä tyydyttävään 70 ... 80 mg/l BHK₇-kuormitukseen

lähtevässä vedessä. Selkeytyshäiriöiden sattuessa poistaa suodatin keskimäärin 20 % kemiallisesta osasta tulevasta BHK₇-kuormituksesta.

Suodatukselta lähtevän veden laatua voidaan helposti tarkkailla jatkuvatoimisen sameusmittarin avulla. Sameuden havaittiin hyvin tarkasti olevan riippuvainen veden kiintoainemäärästä, joka puolestaan korreloi melko hyvin muiden jäteveden lika-aineparametrien kanssa.

Hiekkasuodattimen käyttöä jätevesitekniikassa voidaan soveltaa myös siten, että puhdistamon kemiallisen osan selkeytys tarkoituksellisesti alimitoitetaan ja korvataan menetetty selkeytysteho hiekkasuodattimella. Menetelmää ei tiettävästi ole kokeiltu missään käytännössä, mutta se saattaisi soveltua esim. vaikeiden tilakysymysten ratkaisuksi.

Useilla kemiallisilla pienpuhdistamoilla on ongelmana laitoksen hydraulinen ylikuormittuminen ja siten laajennustarve on ajankohdainen. Suuria laajennusinvestointeja voidaan usein välttää varustamalla ylikuormitettu laitos hiekkasuodatuksella, jolloin suhteellisen pienillä kustannuksilla voidaan saavuttaa viranomaisten vaatima lähtevän veden laatu.

4. Y H T E E N V E T O

Tehty selvitys jakautuu teoriaosaan ja tutkimusosaan. Teoriaosan tarkoituksena on ollut selvittää suodatuksen yleistä teoriaa ja siihen liittyviä matemaattisia malleja sekä tarkastella eri puolilla maailmaa saatuja kokemuksia kemiallisesti ja kemiallis-biologisesti käsiteltyjen jätevesien suoduksesta. Tutkimusosan tarkoituksena on ollut selvittää täysmittakaavalaitoksella tehtyjen suodatuskokeiden perusteella käänteissuodatuksen soveltuvuus parantamaan pienten kemiallisten jätevedenpuhdistamoiden tehoa sekä kyky käsitellä häiriötilanteiden aiheuttamia suuria kiintoainekuormia.

Suodatuksen matemaattisten teorioiden päätarkoituksena on auttaa ymmärtämään suodatustapahtuman monimutkaista prosessia. Käytännössä niiden avulla voidaan saavuttaa likimääräisiä tuloksia, mutta täysmittakaavaisen laitoksen tulisi edelleen perustua pilot plant-kokeista saataviin tuloksiin.

Suodattimen huuhtelu on hyvin tärkeä suodattimen asianmukaiseen toimintaan liittyvä tekijä. Vesi- ja ilmahuuhtelun erilaiset yhdistelmät ovat osoittautuneet tehokkaimmiksi puhdistamaan suodattimen sinne kertyneistä lika-aineksista.

Kemiallinen flokki on rakenteeltaan huomattavan heikko, mikä seikka tulee ottaa huomioon suodatusnopeuksia ja suurimpia sallittuja painehäviöitä päätettäessä. Suurimpana sallittuna suodatusnopeutena pidetään 10 m/h ja suurimpana sallittuna painehäviönä 1 ... 2 m.

Normaaleilla alle 50 mg SS/l kiintoainekuormituksilla voidaan päästä 15 ... 24 h suodatusjaksoihin.

Kontaktisuodatuskokeissa on havaittu, ettei eri suodatinmateriaaleilla ole tilastollista vaikutusta lähtevän veden laatuun. Sen sijaan suodatusnopeuden lisääminen nopeuttaa suodatinvastuksen kasvua ja vähentää suodattimen kiintoaineenpidätyskykyä.

Kontaktisuodatuksen on havaittu vähentävän huomattavasti bakteerien ja virusten määrää suodatetussa jätevedessä.

Tarpeettoman suuret polymeeriannostukset aiheuttavat kontaktisuodatuksen yhteydessä nopean suodatinvastuksen kehittymisen, mistä syystä annostus tulisi rajoittaa alle 0,5 mg/l.

Kontaktisuodatuksen käyttö jälkiselkeytyksen asemesta on suositeltavaa vain, kun suodattimelle tulevan veden $P \leq 4$ mg/l.

Tutkimukseen liittyvät kokeet suoritettiin Rantasalmen kunnan Kirkonkylän jätevedenpuhdistamolla. Suodatin oli käänteissuodatin, pinta-ala $2,27 \text{ m}^2$, syvyys 1,6 m ja suodatinmateriaalin raekoko 1 ... 2 mm. Kokeen aikana käytettiin kolmea eri suodatusnopeutta: 6 ... 7,5 m/h, 9 ... 10 m/h ja 11,2 m/h. Suodattimelle tuleva kiintoainekuorma vaihteli 50 ... 200 mg SS/l ja fosforikuorma 2 ... 10 mg P/l.

Suodattimen puhdistusteho oli keskimäärin 45 % kiintoaineen ja fosforin suhteen. Kiintoainekuormituksen laskiessa alle 110 mgSS/l nousee puhdistusteho yli 50 %:n.

Suodatusnopeudella ei havaittu olevan vaikutusta lähtevän veden laatuun. Sensijaan sillä oli vaikutusta suodattimen kiintoaineenvarastoimiskykyyn. Nostettaessa suodatusnopeutta pienimmästä käytetystä suurimpaan laski suodattimen kiintoaineenvarastoimiskyky lähes puoleen. Keskimäärin vuorokauden mittaiseen suodatusjaksoon ennen läpilyöntiä päästään suodatusnopeudella 6 m/h kuormituksella 150 mg SS/l, suodatusnopeudella 9 m/h kuormituksella 100 mg SS/l ja suodatusnopeudella 11,2 m/h kuormituksella 50 mg SS/l.

Muiden lika-aineiden kuin kiintoaineen poistuminen jätevedestä suodatuksen aikana riippuu täysin niiden sitoutumisasteesta kiintoaineeseen. 1 mg kiintoainepoistumaa suodatuksessa vastasi keskimäärin 0,5 mg BHK₇-poistuma.

Tutkittu käänteissuodatin soveltui melko hyvin tehtäväänsä alentaa ylikuormitetun flotaatioselkeytyksen aiheuttamia kiintoaine-

kuormia. Puhdistusteho ei ollut aivan samaa luokkaa, mitä muilla suodatuslaitoksilla on saavutettu. Tämä johtuneesi siitä, että suodattimen kiintoainekuormat olivat huomattavasti suuremmat kuin muissa tutkimuksissa käytetyt. Suurista kiintoainekuormista huolimatta päästiin pienille laitoksille tärkeään vuorokauden suodatusjaksoon. Vuorokauden suodatusjaksosta voidaan tietenkin poiketa, jos suodatin varustetaan automaattisesti toimivilla huuhtelulaitteilla, jolloin ei olla riippuvaisia puhdistamonhoitajan käynneistä laitoksella.

L Ä H D E K I R J A L L I S U U S

- ADIN, A. & REBHUN, M. 1977. A model to predict concentration and head-loss profiles in filtration. Journal AWWA 69,8:444-453.
- AMIRTHARAJAH, A. & CLEASBY, J. 1972. Predicting expansion of filter during backwash. Journal AWWA 64,1:52-59.
- ANDERSSON, C. & ULMGREN, L. 1974. Sandfiltrering som slutsteg vid avloppsvattenrening. Vatten 30,1:11-19.
- BARRETT, A. 1971. Immediat filter in tertiary treatment. Process biochemistry 1:33-35.
- BOLLER, M. & KAVANAUGH, M. 1977. Contact filtration for additional removal of phosphorus in wastewater treatment. Progress water technology 8,6:203-213.
- CAMP, T., GRABER, S. & CONKLIN, G. 1971. Backwash of granular water filters. ASCE Journal sanitary engineering division 97,6: 903-926.
- CLEASBY, J., STANGL, E. & RICE, G. 1975. Developments in backwashing of granular filters. ASCE Journal environmental engineering division 101,10:713-727.
- CLEASBY, J. & LORENCE, J. 1978. Effectiveness of backwashing for wastewater filters. ASCE Journal environmental engineering division 104,8:749-765.
- DABAH, M. & YOUNG, J. 1977. Unstratified-bed filtration of wastewater. ASCE Journal environmental engineering division 103,2: 21-35.
- EPA 1974. Wastewater filtration, design considerations. Technology transfer seminar publication.
- EPA 1975. Process design manual for suspended solids removal. Chapter 9: Granular media filtration. Office of technology transfer.
- FAIR, G. & GEYER, J. 1954. Water supply and waste water removal. New York.
- FAUP, G., BEBIN, J. & JACQUART, J. 1977. Improvement of tertiary filtration efficiency by upgrading biological activity. Progress water technology vol. 9:611-620.
- GRUTSCH, J. & MALLATT, R. 1977. Optimizing granular media filtration. CEP 4:57-66.
- HALLEN, L., et al. 1977. Högbelastade filter för dagvattenbehandling. STU-rapport.
- HALLEN, L. 1978. Filtrering av kommunalt avloppsvatten. Nordiska vattenproject AB, NOVA.
- HUDSON, H. 1959. Declining rate filtration. Journal AWWA 51,11.

- HUISMAN, L. 1974. Rapid filtration. Part 1. Delft university of technology, Department of civil engineering, Division of sanitary engineering.
- IVES, K.J. 1969. Theory of filtration. Special subject n:o 7. International water supply congress. Vienna 1969.
- IVES, K.J. 1970. Rapid filtration. Water research, Pergamon press vol. 4:201-223.
- JAGO, P. 1978. Tertiary sewage treatment by rapid filtration - U.K. practice. Nordforsk seminar, Helsingør, Denmark 1978.
- JENKINS, D., FERGOSON, D. & MENAR, A. 1971. Chemical processes for phosphate removal. Water pollution research 5,7:369-389.
- KAVANAUGH, M., EUGSTER, J., WEBER, A. & BOLLER, M. 1977. Contact filtration for phosphorus removal. Journal WPCF 49,10:2157-2171.
- KAWAMURA, S. 1975. Design and operation of high-rate filters. Part 1,2 and 3. Journal AWWA 67,10,11 and 12.
- KIRKPATRICK, W. & PRESECAN, N. 1978. Filtration reduces bacteria and viruses in secondary effluent. Water & sewage works, Reference number 1978:10-21.
- LARSSON, H. & HJELMNER, U. 1978. Kemisk behandling och filtrering av avloppsvatten i kontinuerligt sandfilter. Vatten 34,1:53-58.
- LATVALA, A. & VIITASAARI, M. 1976. Hiekkasuodatus jäteveden puhdistuksessa. Vesitalous 17,5:25-29.
- LEHTONEN, H., RANTALA, P. & LATVALA, A. 1978. Two case studies on wastewater filtration in plant scale. Nordforsk seminar "Driftserfarenheter från filtrering och andra metoder för effektiv reduktion av suspenderat material." Helsingør, Denmark.
- LUKINYH, N. & MELTSEY, V. 1975. Käänteissuodattimien soveltaminen kaupunkijätevesien jälkipuhdistukseen. Kunnallistalouden ministeriö. Moskova.
- MAXWELL, M., LINSTEDT, K., WORK, S. & BENNETT, E. 1977. Making optimum use of filter media in wastewater filtration. Water & sewage works 124,12:56-61.
- METSÄRANTA, E. 1976. Eräistä jäteveden käsittelyn kemiallisten ja fysikaalisten prosessien malleista. Diplomityö, TKK. Systeemiteorian lab.
- MISAKA, Y., et al. 1969. Filtration of activated sludge secondary effluent through sand and anthracite-sand beds. The University of Wisconsin, Water resources center.
- MÄÄTTÄ, R. 1977. Vesiensuojelun kemia ja biologia I. TKY moniste n:o 377.
- NATURVÅRDSVERKETs årsbok 1978. Statens naturvårdsverket. ss. 62-64.

- RANTA, J. 1976. Jäteveden käsittelylaitoksen dynaamiset mallit ja simulointi. TKK systeemiteorian lab. Report C 25.
- RIPLEY, P. & LAMB, G. 1973. Filtration of effluent from a biological-chemical system. Water & sewage works 120,2:66-69.
- TCHOBANOGLOUS, G. 1970. Filtration techniques in tertiary treatment. Journal WPCF 42,4:604-623.
- TOSSEY, D., FLEMING, P. & SCOTT, R. 1970. Tertiary treatment by flocculation and filtration. ASCE Journal sanitary engineering division 96,2:75-91.
- VESIHALLITUS 1977. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden toimivuus-selvityksen väliraportti.

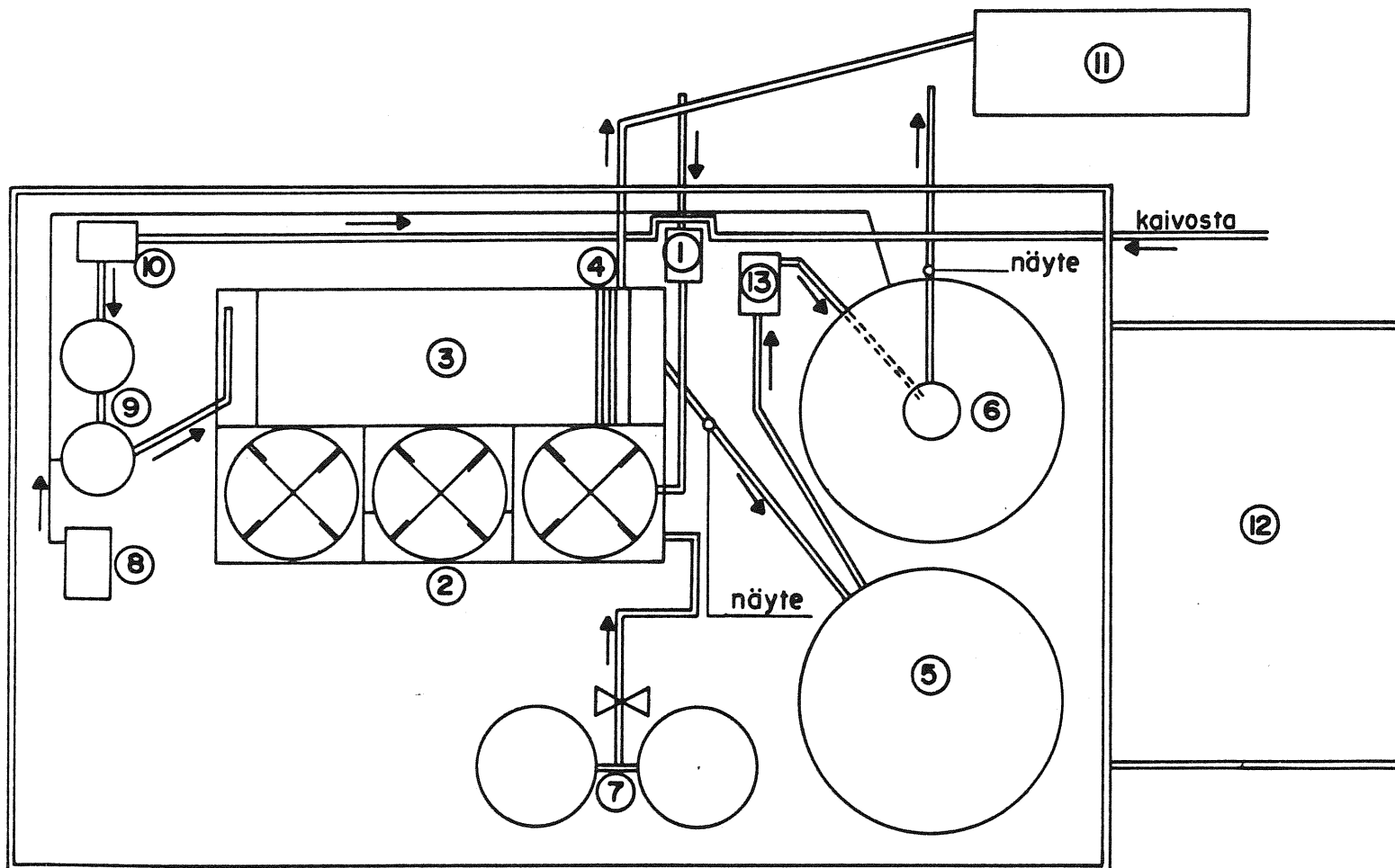
KOELAITOKSEN TASOKUVA JA PROSESSIKAAVIO

JÄTEVEDENPUHDISTAMOKORTTI 4

Yleiskuva

Mikkelin vesipiiri

Kunta Rantasalmi	Taajama Kirkonkylä	Puhdistamo Kirkonkyln puhdistamo	Vesihuoltolaitos Kunnan
---------------------	-----------------------	-------------------------------------	----------------------------



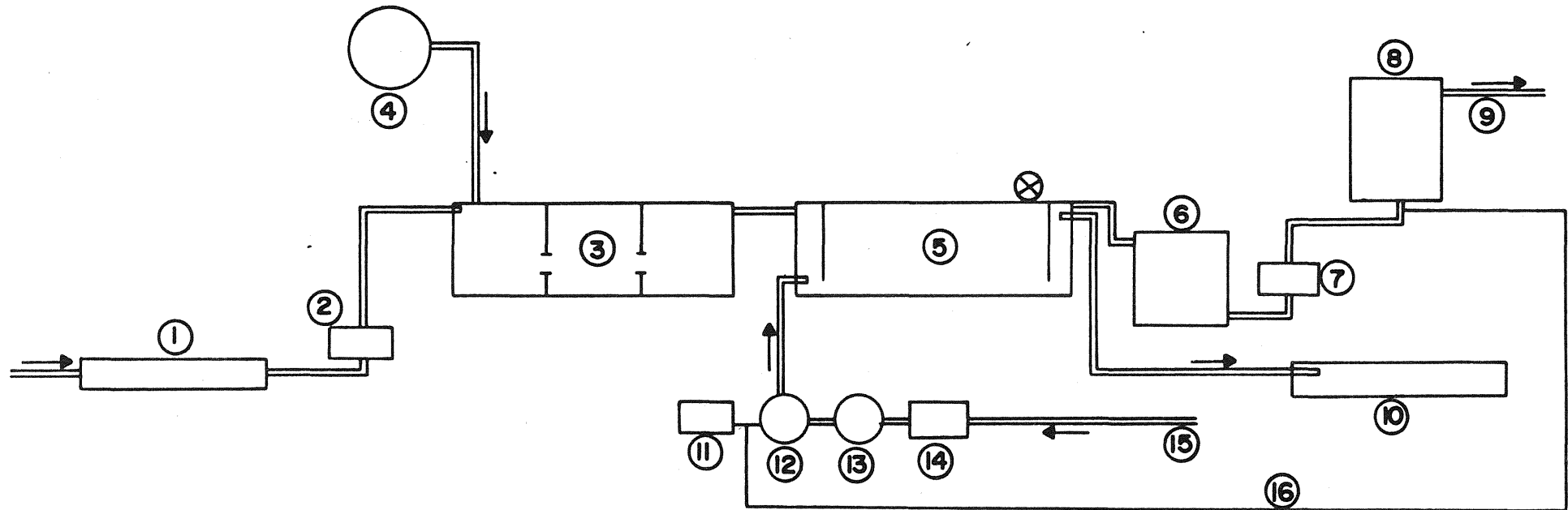
1. Pumppaus etuselkeytysaltaasta
2. Hämmennysaltaat
3. Flotaatioallas
4. Lietteen kuorinta
5. Pumppausallas
6. Suodatin
7. Kemikaalit
8. Kompressori
9. Painesäiliö ja hydrofori
10. Dispersiovesipumppu
11. Lieteallas
12. Kemikaalivarasto
13. Pumppaus suodatukseen

JÄTEVEDENPUHDISTAMOKORTTI 5

Prosessikaavio

Mikkelin vesipiiri

Kunta Rantasalmi	Taajama Kirkonkylä	Puhdistamo Kirkonkylän puhdistamo	Vesihuoltolaitos Kunnan
---------------------	-----------------------	--------------------------------------	----------------------------



1. Esiselkeytys
2. Pumppaus
3. Hämmennysaltaat
4. Kemikaalio
5. Flotaatioallas
6. Pumppausallas
7. Pumppu
8. Hiekkasuodatin

9. Virtaamamittaus
10. Lieteallas
11. Kompressorit
12. Hydrofori
13. Painesäiliö
14. Dispersioveden pumppaus
15. Kaivosta
16. Huuhteluilma suodattimelle

TUTKIMUSTULOKSET ERI SUODATUSNOPEUKSILLA TÄRKEIMPIEN
KUORMITUSTEKIJÖIDEN SUHTEEN

Näyte Sample		Kiintoaine Suspended solids				Fosfori Phosphorus				BHK ₇ BCD ₇				KMnO ₄ -kulutus KMnO ₄ -demand				Suod. nop.	Huom. Note
PVM Date	Pituus Length h	Tuleva Infl. mg/l	Lähtevä Effl. mg/l	Poistuma Reduction mg/l %		Tuleva Infl. mg/l	Lähtevä Effl. mg/l	Poistuma Reduction mg/l %		Tuleva Infl. mg/l	Lähtevä Effl. mg/l	Poistuma Reduction mg/l %		Tuleva Infl. mg/l	Lähtevä Effl. mg/l	Poistuma Reduction mg/l %		Flow rate m/h	
10.5	22	81.4	39.5	41.9	51.5	3.7	1.6	2.1	56.8	-	-	-	-	119.3	83.5	35.8	30.0	11.2	Läpilyönti Breakthr.
14.5	22	54.7	60.7	- 6.0	-11.0	2.5	2.6	- 0.1	- 4.0	86	88	- 2	- 2.3	105.5	105.7	- 0.2	- 0.2	11.2	
17.5	22	156.2	97.8	58.9	37.4	8.6	5.3	3.3	37.7	128	104	24	18.8	171.8	130.7	41.1	23.9	11.2	Läpilyönti Breakthr.
21.5	22	90.2	81.3	8.9	9.9	5.0	3.9	1.1	22.0	98	94	4	4.1	139.0	124.1	14.9	10.7	11.2	
24.5	12	112.9	66.8	46.1	40.8	6.0	3.3	2.7	45.4	110	96	14	12.7	153.5	112.4	41.1	26.8	11.2	
28.5	10	203.1	120.7	82.4	40.6	11.1	5.3	5.8	52.3	160	134	26	16.3	222.8	161.8	61.0	27.4	11.2	
		\bar{x} 138.4	81.2	57.2	42.6	7.4	3.9	3.5	48.1	132.7	111.3	21.4	15.9	166.9	122.1	44.8	27.0		
		s 52.9	35.5	18.2	6.2	3.2	1.8	1.6	8.3	25.3	20.0	6.4	3.1	43.2	32.8	11.1	2.5		
30.5	7	172.0	76.3	95.7	55.6	8.8	3.8	5.0	56.8	177	136	41	23.2	199.7	130.3	69.4	34.8	6-7.5	105
5.6	12	130.4	92.0	38.4	29.5	7.9	5.4	2.5	31.7	150	136	14	9.3	175.3	146.5	28.8	16.4	6-7.5	
7.6	12	156.8	81.6	75.2	48.0	8.8	4.5	4.3	48.6	168	126	42	25.0	197.7	147.3	50.4	25.5	6-7.5	
12.6	22	156.9	99.7	57.2	36.5	7.7	5.0	2.7	35.1	201	188	13	6.5	181.7	165.8	16.7	8.8	6-7.5	
14.6	9	285.2	199.5	85.7	30.0	13.6	9.7	3.9	28.7	307	228	79	25.7	336.4	285.4	51.0	15.2	6-7.5	
19.6	22	110.5	46.3	64.2	58.1	5.8	2.3	3.5	60.3	190	152	38	20.0	177.7	128.0	49.7	28.0	6-7.5	
20.6	22	103.1	47.4	55.7	54.0	5.7	2.3	3.4	59.6	172	134	38	22.1	173.4	132.4	41.0	23.6	6-7.5	
21.6	22	206.4	113.8	92.6	45.0	10.8	5.6	5.2	48.1	193	142	51	26.4	245.0	175.0	70.0	28.6	6-7.5	
		\bar{x} 165.2	94.6	70.6	44.6	8.6	4.8	3.8	46.1	194.8	155.3	39.5	19.8	210.9	163.8	47.1	22.6		
		s 59.0	48.5	20.2	11.4	2.6	2.4	1.0	12.8	48.1	35.1	20.9	7.7	55.9	51.9	18.3	8.5		
3.7	22	158.9	103.0	55.9	35.2	7.7	5.0	2.7	35.2	184	146	38	26.0	219.1	177.9	41.2	18.8	9-10	Häiriö Disturb.
5.7	22	132.1	108.8	23.3	17.6	6.5	4.7	1.8	27.7	216	190	26	12.0	212.8	199.3	13.5	6.3	9-10	
10.7	22	53.5	25.9	27.6	51.6	2.3	1.3	1.0	43.5	138	119	19	13.8	131.4	107.5	23.9	18.2	9-10	
12.7	22	147.1	71.2	75.9	51.6	6.8	3.1	3.7	54.4	178	141	37	20.8	222.2	158.0	64.2	28.9	9-10	
23.7	11	64.9	33.3	31.6	48.7	2.2	1.1	1.1	50.0	-	-	-	-	114.5	88.2	26.3	23.1	9-10	
24.7	22	54.6	33.0	21.6	39.6	1.8	1.1	0.7	38.9	50	42	8	16.0	104.1	89.7	14.4	13.8	9-10	
26.7	22	92.3	23.0	69.3	75.1	3.4	0.7	2.7	79.4	58	38	20	34.5	123	68	55	44.7	9-10	
31.7	14	182.2	174.9	7.3	4.0	6.3	5.7	0.6	9.5	84	78	6	7.1	223	217	6	2.7	9-10	Läpilyönti Breakthr.
		\bar{x} 95.2	48.2	47.0	50.3	4.0	2.1	2.0	50.2	121.6	97.2	24.4	22.2	152.4	114.9	37.5	24.6		
		s 47.0	32.0	23.1	13.9	2.6	1.7	1.2	15.9	64.3	53.2	12.9	8.3	53.7	43.4	19.4	11.1		

Läpilyöntien ja häiriötilojen tulokset on jätetty pois keskiarvoja ja -hajontoja laskettaessa.

Analysis results of breakthrough and disturbance cases have not been noticed when calculating mean and standard deviation values.

MUUALLA TOIMIVIEN SUODATINLAITOSTEN, SEKÄ PILOT PLANT-
KOKEIDEN TUTKIMUSTULOKSIA

Laitos Plant	Suodatin tyyppi Type of filter	Tuleva jätevesi Influent Source	Suodatinmateriaali Bed characteristics			Suod. nop. Flow rate m/h	Suod. jakso Run length h	SS			P			BOD ₇			Lähde Reference
			Tyyppi Type	Koko Size mm	Syv. Dep. cm			Tuleva Infl.	Läht. Effl.	Poist. Red.	Tuleva Infl.	Läht. Effl.	Poist. Red.	Tuleva Infl.	Läht. Effl.	Poist. Red.	
Bern Switzerland Pilot plant	Kaksikerr. Kontaktis. Dual media Contact f.	B.S.+FeCl ₃ syöttö T.F.+FeCl ₃ injekt.	Hiili Coal Hiekka Sand	1.6-2.5 0.7-1.2	90 25	11		33 mg/l	5 mg/l	85 %	1.1 mg/l	0.32 mg/l	71 %				Boller et 1977
Zurich Switzerland Pilot plant	Kolmikerr. Kontaktis. Multimedia Contact f.	Sim.saost.+ FeCl ₃ syöttö Simult.prec.+ FeCl ₃ injekt.	Pumice Hiili Coal Hiekka Sand	2.5-3.5 1.6-2.5 0.7-1.2	75 60 20	15		19 mg/l	3 mg/l	84 %	1.4 mg/l	0.38 mg/l	73 %				Boller et 1977
Zurich Switzerland Pilot plant	Kolmikerr. Kontaktis. Multimedia Contact f.	A.L.+FeCl ₃ syöttö A.L.+FeCl ₃ injekt.	Pumice Hiili Coal Hiekka Sand	2.5-3.5 1.5-2.5 0.5-1.2	70 50 20	15		50 mg/l	5 mg/l	90 %	4.55 mg/l	0.50 mg/l	89 %				Boller et 1977
Zurich Switzerland Pilot plant	Kaksikerr. Kontaktis. Dual media Contact f.	A.L.+FeCl ₃ syöttö A.L.+FeCl ₃ injekt.	Magnof. Hiekka Sand	1.5-2.5 0.5-1.2	75 20	10	5	50 mg/l	5 mg/l	90 %	4.7 mg/l	0.53 mg/l	89 %				Kavanaugh et al 197
Zurich Switzerland Pilot plant	Kaksikerr. Kontaktis. Dual media Contact f.	A.L.+FeCl ₃ syöttö A.L.+FeCl ₃ injekt.	Hiili Coal Hiekka Sand	1.5-2.5 0.5-1.2	60 30	10	3.7	43 mg/l	0 mg/l	100 %	3.8 mg/l	0.48 mg/l	87 %				Kavanaugh et al 197
Pittsburgh Penn.,USA Pilot plant	Yksikerr. Single med.	Sim.sacs. Simult.prec. Alum.	Hiekka Sand	1.5	210	4-16		6.1 mg/l	0.9 mg/l	85 %	1.1 mg/l	0.24 mg/l	78 %				Ripley et 1973

Laitos Plant	Suodatin tyyppi Type of filter	Tuleva jätevesi Influent source	Suodatinmateriaali Bed characteristics			Suod. nop. Flow rate m/h	Suod. jakso Run length h	SS			P			BOD ₇			Lähde Reference
			Tyyppi Type	Koko Size mm	Syv. Dep. cm			Tuleva Infl.	Läht. Effl.	Poist. Red.	Tuleva Infl.	Läht. Effl.	Poist. Red.	Tuleva Infl.	Läht. Effl.	Poist. Red.	
Ames, Iowa USA Pilot plant	Kaksikerr. Dual media	B.S.+alum. selkeytys T.F.+alum. clarific.	Hiili Coal Hiekka Sand	0.94 0.38	30 30	5		10.3 10.3	1.4 1.4	86 86	3.9 3.9	2.3 2.3	41 41	10.8 10.8	4.8 (BOD ₅)	56 56	Cleasby et al 1979
Dayton, Ohio USA Pilot plant	Kaksikerr. Dual media	B.S.+alum. selkeytys T.F.+alum. clarific.	Hiili Coal Hiekka Sand		50 25	10		26 26	3 3	88 88	5.0 5.0	1.0 1.0	80 80	25 25	10 (BOD ₅)	60 60	Tossey et al 1979
Moskova Neuvostol. USSR	Käänteiss. Kontaktis. Upflow Contact f.	A.L.+alum. syöttö A.L.+alum. injekt	Hiekka Sand	1.3-2.3	180	6-15	12			70-90			90			60-80	Lukinyh et al 1979
Färnadal Sweden	Yksikerr. Single med.	Alum.saostus Alum.clarif.	Hiekka Sand		90	1-2		22-32	8-15	60	1.5	0.92	39	28	48	45	Hallen 1978
Degeberga Sweden	Yksikerr. Single med.	A.L.+alum. selkeytys A.L.+alum. clarific.	Hiekka Sand	1.0-1.5	140	1-11		9-16	1-3	85	0.57	0.25	56	2	2	0	Hallen 1978
Älmhult Sweden	Kaksikerr. Dual media	A.L.+kalkki selkeytys A.L.+lime clarific.	Hiili Coal Hiekka Sand	1.6-2.5 0.5-1.5	20 60	7-14		12-14	1-3	85	0.07	0.04	43	3	2	33	Hallen 1978
Grövelsjön Sweden	Kaksikerr. Dual media	Alum.saostus Alum.clarif.	Hiili Coal Hiekka Sand		50 0.3-1.2	1-9		23	6	74	0.73	0.15	79	14	7	50	Hallen 1978

Laitos Plant	Suodatin	Tuleva	Suodatinmateriaali				Suod.	Suod. jakso Run length	SS			P			BOD ₇			Lähde
	tyyppi	jätevesi	Bed characteristics				nop.		Tuleva	Läht.	Poist.	Tuleva	Läht.	Poist.	Tuleva	Läht.	Poist.	Reference
	Type of	Influent	Tyyppi	Koko	Syv.	Flow	Infl.		Effl.	Red.	Infl.	Effl.	Red.	Infl.	Effl.	Red.		
	filter	source	Type	Size	Dep.	rate												
				mm	cm	m/h		mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%		
Piscataway,Md. USA	Kaksikerr. Dual media	A.L.+kalkki- selkeytys A.L.+lime clarification	Hiili Coal Hiekka Sand	1.0 0.5	30 15	7.3	50	12	8	33							EPA 1975	
Jefferson Parish,L.A. USA	Käänteis. Upflow	B.S.+alum. T.F.+alum.	Hiekka Sand			7.3	2.5-6.5	40	21	48							EPA 1975	
Nassau County, N.Y. USA	Kaksikerr. Dual media	A.L.+alum. selkeytys A.L.+alum. clarification	Hiili Coal Hiekka Sand	0.9 0.35	90 30	6-8.5	16-48	2-10	0-2	80-90							EPA 1975	
Washington USA	Kaksikerr. Dual media	Kalkkiselk. Lime clarif.	Hiili Coal Hiekka Sand	0.9 0.45	45 15	4-15	12-50	14	6	70							EPA 1975	
Lebanon,Ohio USA	Kaksikerr. Dual media	Kalkkiselk. Lime clarif.	Hiili Coal Hiekka Sand	0.75 0.46	45 15	5		30	10	67							EPA 1975	
Washington USA	Kaksikerr. Dual media	Kalkkiselk. Lime clarif.	Hiili Coal Hiekka Sand	1.2-1.4 0.6-0.7	60 30	6-10.5	24	139	33	74							EPA 1975	
Pomona,Calif. USA	Kaksikerr. Dual media	A.L.+alum. selkeytys A.L.+alum. clarification	Hiili Coal Hiekka Sand			7.3	24	10	5	50							EPA 1975	

